



Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af muligheder for øget genanvendelse af papir, pap, plast, metal og organisk affald fra dagrenovation

Møller, Jacob; Jensen, Morten Bang; Kromann, M.; Lund Neidel, T.; Bjørn Jakobsen, J.

Publication date:
2013

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):

Møller, J., Jensen, M. B., Kromann, M., Lund Neidel, T., & Bjørn Jakobsen, J. (2013). *Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af muligheder for øget genanvendelse af papir, pap, plast, metal og organisk affald fra dagrenovation*. Miljøministeriet. Miljøstyrelsen. Miljøprojekter No. 1458 <http://www.mst.dk/Publikationer/Publikationer/2013/Maj/978-87-92903-80-8.htm>

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af muligheder for øget genanvendelse af papir, pap, plast, metal og organisk affald fra dagrenovation

Miljøprojekt nr. 1458, 2013

Titel:

Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af muligheder for øget genanvendelse af papir, pap, plast, metal og organisk affald fra dagrenovation

Redaktion:

DTU Miljø: Jacob Møller, Morten Bang Jensen
COWI A/S: Mikkel Kromann, Trine Lund Neidel, J. Bjørn Jakobsen

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

År:

2013

ISBN nr.

978-87-92903-80-8

Ansvarsfraskrivelse:

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Indholdsfortegnelse

Forord.....	8
Sammenfatning.....	9
Sammenfattende vurdering.....	19
Summary.....	21
1. Indledning	34
1.1. Baggrund	34
1.2. Formål	35
1.3. Reviewproces	35
2. Systembeskrivelse	36
2.1. Affaldsmængder og sammensætning	38
2.2. Indsamlingsordninger	38
2.2.1. Indsamlingseffektiviteter.....	38
2.2.2. Beholdere til indsamling.....	39
2.2.3. Poseforbrug	41
2.3. Transport.....	41
2.4. Behandling af affaldet og dets strømme	43
2.4.1. Sortering - forbehandling	43
2.4.2. Behandling	44
2.5. Substitution.....	44
2.5.1. Energisubstitution	44
2.5.2. Substitution på landbrugsjord.....	45
2.6. Følsomhedsanalyser	45
2.6.1. Indsamlingseffektiviteter (økonomi)	45
2.6.2. Tømningsfrekvenser (økonomi).....	46
2.6.3. Beholdervalg (økonomi)	46
2.6.4. Skalafordele af anlæg (økonomi).....	46
2.6.5. Energieffektivitet på affaldsforbrændingsanlæg (miljø og økonomi).....	46
2.6.6. Allokering af omkostninger til forbrænding (økonomi).....	46
2.6.7. Forbehandling og biogasproduktion på biogasanlæg (miljø og økonomi).....	47
2.6.8. Sammenligning af anvendelse af digestat/kompost fra biogasanlæg med svinegylle (miljø).....	47
2.6.9. Opgradering til naturgasnet i stedet for lokal produktion af el og varme (miljø og økonomi).....	47
2.6.10. Marginal elproduktion (miljø).....	48
2.6.11. Biomasse som begrænset ressource (miljø).....	48
2.6.12. Energi- og råvarepriser (økonomi).....	48
2.6.13. Kvotepriser og diskonteringsrate (økonomi)	48
3. Affaldsstrømme, genanvendelse og ressourcer	49
3.1. Affaldsstrømme.....	49
3.2. Genanvendelsesprocenter	51
3.2.1. Genanvendelsesprocenter: Faktisk genanvendt	52
3.2.2. Genanvendelsesprocenter: "Indsamlet til genanvendelse"	54

4. Afgrænsning og udformning af livscyklusvurderingen	56
4.1. Formål	56
4.2. Overordnede principper	57
4.3. Den funktionelle enhed	57
4.4. Tidshorisont	57
4.5. Systemgrænser	57
4.6. Datagrundlag og datakvalitet	59
4.7. Systemudvidelse/allokering	59
4.8. Kriterier for udeladelse af inputs og outputs	59
4.9. LCA-metode og miljøpåvirkningskategorier	59
4.10. LCA-modellen EASEWASTE.....	62
4.11. Rapportformat, målgrupper og kritisk gennemgang af resultater	62
5. Forudsætninger for miljøvurdering	64
5.1. Scenarier.....	64
5.2. Indsamling og transport	65
5.3. Behandlingsanlæg.....	67
5.3.1. Balleteringsanlæg og sorteringsanlæg (MRF's - material recovery facilities)	67
5.3.2. Forbrændingsanlæg	68
5.3.3. Biogasanlæg.....	69
5.3.4. Genanvendelsesanlæg inkl. primærproduktion	71
5.4. Marginal energiproduktion	77
5.4.1. Marginal el i Danmark	77
5.4.2. Marginal el uden for Danmark	78
5.4.3. Fjernvarme	79
6. Resultater af miljøvurdering	81
6.1. Vurdering af de samlede potentielle miljøpåvirkninger	82
6.2. Vurdering af ressourcebesparelser.....	85
6.3. Vurdering af potentielle miljøpåvirkninger fordelt på livscyklusfaser	87
6.3.1. Scenarie 1 og 2AFZ.....	87
6.3.2. Scenarie 3AFZ og 4	90
6.3.3. Scenarier 5AF, 6AF og 7.....	92
6.3.4. Potentielle miljøbesparelser for hver genanvendelsesfraktion	93
6.4. Rangordning af scenarier	95
6.5. Følsomhedsanalyser	96
6.5.1. Naturgasbaseret marginal el.....	97
6.5.2. Biomasse betragtes ikke som begrænset ressource	99
6.5.3. Biomassebegrænsnings indflydelse på fjernvarmeproduktion.....	100
6.5.4. Øget energieffektivitet på forbrændingsanlæg	101
6.5.5. Højere metanudbytte på Aikan-anlæg	102
6.5.6. Biogas substituerer naturgas	104
6.6. Konklusioner	105
7. Metode for samfundsøkonomisk vurdering	107
7.1. Generel velfærdsøkonomisk metode.....	107
7.1.1. Ikke værdisatte effekter	108
7.1.2. Usikkerheder	108
7.1.3. Fordelingsmæssige konsekvenser	108
7.2. Centrale forudsætninger og antagelser i den samfundsøkonomiske analyse	108
7.2.1. Beregningspriser og værdisætning af miljøeffekter.....	109
7.2.2. Diskonteringsraten	110
7.2.3. Skatteforvridning og nettoafgiftsfaktor.....	110
7.2.4. Geografisk afgrænsning	111

7.2.5.	Allerede afholdte investeringer	111
7.2.6.	Optimering af affaldssystem.....	112
7.2.7.	Enhedsomkostninger	112
7.3.	Budgetøkonomisk analyse	112
7.4.	Forbrugerens oplevede fordele og ulemper	113
7.5.	COWIs IDA-SOFIA model.....	113
8.	Forudsætninger for samfundsøkonomisk vurdering.....	115
8.1.	Tømningsomkostninger	115
8.2.	Transportomkostninger.....	116
8.3.	Afsætning af materialer	116
8.4.	Behandlingsomkostninger.....	118
8.4.1.	Forbrændingsanlæg	119
8.4.2.	Aikan-anlæg	121
8.4.3.	Biogasfællesanlæg	121
8.4.4.	Sorteringsanlæg - Materialer	122
8.4.5.	Sorteringsanlæg - poser	123
8.5.	Informationsomkostninger	123
8.6.	Afgifter.....	123
8.7.	Energipriser	123
9.	Resultater af samfundsøkonomisk vurdering	125
9.1.	Opland med 250.000 enfamilieboliger.....	126
9.2.	Opland med 250.000 etageboliger	128
9.3.	Opland med 250.000 blandede boliger	131
9.4.	Følsomhedsanalyser	133
9.5.	Budgetøkonomisk analyse	141
Referencer		145
Bilag 1	Begrebsforklaringer	149
Bilag 2	Affaldsmængder og sammensætning	151
Bilag 3	Indsamlingseffektiviteter	158
3.1	Effektivitet i Miljøstyrelsens Idekatalog	158
3.2	Definition og opgørelse af ”potentiale”	158
3.3	Beregning af effektivitet.....	160
3.4	Indsamlingseffektivitet i udvalgte ordninger	161
3.5	Papir	161
3.5.1	Papemballage	161
3.5.2	Plastemballage	162
3.5.3	Glasemballage	162
3.5.4	Metalemballage	162
3.5.5	Organisk dagrenovation.....	162
3.5.6	Dansk undersøgelse af papir fra husholdninger	163
3.5.7	Danske undersøgelser af plast, metal og glas	164
3.5.8	Danske undersøgelser af organisk dagrenovation	165
3.5.9	Udenlandske undersøgelser af genanvendelige materialer.....	166
3.6	Forslag til revideret effektivitet mv.	167
3.6.1	Potentialet for papir	167
3.6.2	Effektivitet for indsamling af genanvendelige fraktioner.....	167
3.6.3	Revideret oversigt over indsamlingseffektivitet	169
Bilag 4	Systembeskrivelse	171
4.1	Scenarievis beskrivelse af ordninger.....	171
4.2	Affaldsflows for de enkelte scenarier	172

Bilag 5	Behandlingsanlæg	181
5.1	Balletteringsanlæg	181
5.2	Sorteringsanlæg: Central sortering af kildeopdelte materialer og restaffald (inklusiv finsortering)	181
5.3	Posesorteringsanlæg	183
5.4	AIKAN anlæg	184
5.5	Biogasfællesanlæg(inklusiv forbehandling).....	184
5.6	Affaldsforbrændingsanlæg	185
Bilag 6	Miljøresultater	186
6.1	Enfamilieboliger.....	186
6.2	Etageboliger	192
Bilag 7	Notat om udvælgelse af genanvendelsesprocesser	198
7.1	Introduktion.....	198
7.2	Metode og udvælgelseskriterier for genindvindings teknologier og primærproduktioner	199
7.3	Resultater og diskussion.....	201
7.3.1	Papir & pap	202
7.3.2	Glas	210
7.3.3	Plast	214
7.3.4	Metal.....	226
7.4	Konklusion	232
7.5	Referencer	233
Bilag 8	Livscyklusopgørelser (LCI)	236
Bilag 9	Valg af Livscyklusopgørelse (LCI) for fosforhandelsgødning	260
9.1	Introduktion.....	260
9.2	Eksisterende LCI'er for fosforhandelsgødning	260
9.3	Metode for sammenligning	261
9.4	Formål og afgrænsning for LCI'er	262
9.4.1	Formål med LCI'erne	262
9.4.2	Systemgrænser for de to LCI'er	262
9.4.3	EASEWASTE dokumentation og overordnede antagelser	262
9.4.4	Ecoinvent dokumentation og overordnede antagelser	263
9.5	Beskrivelse af estimater knyttet til kortlagt livscyklus for LCI'er	263
9.5.1	Beskrivelse af Ikke toksiske værdier	264
9.5.2	Beskrivelse af de to LCI'er mht. de toksiske kategorier og ressourcer.....	267
9.5.3	Delkonklusion for beskrivelse af LCI'er	269
9.6	Valg af LCI.....	269
9.6.1	Vurdering af pålidelighed af overordnede antagelser og systemafgrænsninger	269
9.6.2	Vurdering af pålideligheden af ikke-toksiske emissioner i de kortlagte livscyklusser	269
9.6.3	Vurdering af pålidelighed af toksiske kategorier og af ressourceforbrug i de kortlagte livscyklusser	270
9.6.4	Vurdering af dokumentationsniveau	271
9.7	Konklusion	271
9.8	Referencer	272
Bilag 10	Sammenligninger mellem anvendelse af organiske gødninger	274
10.1	Formål	274
10.2	Forudsætninger og modelleringer.....	274
10.3	Resultater	276
10.4	Referencer	278

Bilag 11	Økonomiske resultater	279
11.1	Blandet opland	279
11.1.1	Følsomhedsanalyser	279
11.2	Enfamilieboliger.....	281
11.3	Etageboliger	282
Bilag 12	Konsekvensskemaer	283
Bilag 13	Review, samfundsøkonomi.....	292
13.1	Reviewrapport for den samfundsøkonomiske del af rapporten om dagrenovation og genanvendelse	292
13.1.1	Overordnede kommentarer	292
13.1.2	Specifikke kommentarer	294
13.2	COWIs svar på overordnede kommentarer	295
13.3	COWIs svar på specifikke kommentarer	297
Bilag 14	Review, livscyklusvurdering	298
14.1	Reference.....	298
14.2	Omfang af den kritiske gennemgang	298
14.3	Processen for den kritiske gennemgang	299
14.4	Overordnet vurdering	299
14.4.1	Anvendte metoder	299
14.4.2	Datakilder og datakvalitet.....	299
14.4.3	Fortolkning.....	300
14.4.4	Rapportering	300
14.5	Konklusion	301
Bilag 15	Følgegruppe – deltagere og mødereferater	302

Forord

I denne rapport undersøges de miljø- og samfundsøkonomiske aspekter ved at øge genanvendelsen af flere af fraktionerne papir, pap, plast, metal og organisk affald i husstandenes dagrenovation. Miljøstyrelsen har besluttet, hvilke konkrete alternativer og scenarier der skulle modelleres i rapporten. Rapportens resultater vil indgå som et væsentligt element i en politisk beslutning om den fremtidige håndtering af de genanvendelige fraktioner i dagrenovationen.

Der er i rapporten lagt vægt på at inddrage mulige synergieffekter mellem samtidig håndtering af flere affaldsfraktioner i dagrenovationen. Der vil i de fleste tilfælde værehåndteringsmæssige og økonomiske fordele ved denne tilgang, hvor der også tages hensyn til den ændrede karakter af restaffaldet (normalt kaldet dagrenovation, men der anvendes i denne rapport en særlig definition af dagrenovation, se fodnote 1), når en eller flere fraktioner er udsorterede på forhånd. En præcis allokering af udgifterne til håndtering af de konkrete fraktioner kan være vanskelig og vil ikke inddrage gevinster opnået gennem forbedrede håndteringsmuligheder for de andre fraktioner. Derfor sammenlignes de samlede miljø- og økonomiske omkostninger for den samlede mængde af udsorterede materialer og af restfraktionen for de enkelte scenarier.

Rapporten lægger også vægt på at tydeliggøre, hvor stordriftsfordele må forventes at have betydelig indflydelse på økonomien i behandlingsanlæggene, og kommunerne har hermed bedre mulighed for at vurdere udgifter ved eventuelle lokale løsninger. Informationsmæssige fordele ved fælles løsninger for større områder er ikke værdisat. Generelt er det afgørende at huske rapportens afgrænsninger og forudsætninger, når dens konklusioner tages i anvendelse. Blandt andet kan det nævnes, at rapporten ikke værdisætter biogas' øgede anvendelses- og opbevaringsmuligheder sammenlignet med el og varmeproduktion fra forbrænding af organisk dagrenovation.

Projektet er udført i perioden december 2011 – oktober 2012 af COWI A/S og med DTU Miljø som underleverandør mht. livscyklusvurdering. Flere virksomheder har bidraget undervejs, hvilket fremgår af de relevante afsnit. Der skal lyde en stor tak til COWI og DTU for det særdeles omfattende arbejde, som er kommet dette projekt til gode.

Projektet har været tilknyttet en følgegruppe med repræsentanter fra kommunerne: Aabenraa, Aarhus, Billund, Frederiksberg, Herlev, Kalundborg, København, Nyborg, Struer og Vejle. Miljøstyrelsen har ved følgegruppens sammensætning forsøgt at sikre, at forskellige tilgange til genanvendelse af affaldsfraktionerne i dagrenovation og geografiske forskelle er blevet repræsenteret. Følgende organisationer mv. har deltaget i følgegruppen som bisiddere for nogle af kommunerne: Arwos Affald, Forsyningsvirksomhederne Aalborg kommune, KL, Nomi, Nyborg Forsyning og Service, RenoSam samt Vestforbrænding, Personnavnene på følgegruppemedlemmerne (inklusiv udførende fra COWI og DTU og medvirkende fra Miljøstyrelsen) samt referater af følgegruppemøderne fremgår af bilag 15. Kommune-repræsentanterne og bisidderne takkes for de mange konstruktive input og diskussioner undervejs i projektet.

Miljøstyrelsen,
17. oktober 2012

Sammenfatning

I denne rapport har COWI og DTU Miljø for Miljøstyrelsen foretaget en miljø- og en samfundsøkonomisk vurdering af 13 forskellige scenarier med henblik på at undersøge muligheder for at øge genanvendelsen af de forskellige affaldsfraktioner i dagrenovation. Miljøvurderingen er foretaget som en konsekvens-livscyklusvurdering (LCA) med EASEWASTE modellen og omfatter de ikke-toksiske kategorier drivhuseffekt, forsuring, næringssaltbelastning, fotokemisk smog og ozonnedbrydning samt de toksiske kategorier humantoksicitet via luft, jord og vand og økotoksicitet i vand og jord. Den samfundsøkonomiske vurdering består af en velfærdsøkonomisk og en budgetøkonomisk analyse. Miljøvurderingen og den samfundsøkonomiske vurdering har begge gennemgået eksterne peer reviews.

Vurderingen dækker som udgangspunkt dagrenovation fra ét blandet opland bestående af 150.000 enfamiliebolig-husstande og 100.000 etagebolig-husstande, hvilket svarer til den gennemsnitlige fordeling mellem enfamilieboliger og etageboliger i Danmark og udgør ca. 10 % af det samlede antal husstande i Danmark. Rapporten giver også delresultater for to andre oplande med 250.000 henholdsvis enfamilieboliger eller etageboliger. Rapporten anvender generelt en særlig definition af dagrenovation, hvilket er beskrevet i fodnote 1¹. Alle anlæg er forudsat nydesignet efter de bedst tilgængelige teknologier, og der er ikke bindinger i forhold til eksisterende anlæg, mellemkommunale aftaler o. lign..

De 13 analyserede scenarier dækker følgende grundlæggende forskelligheder i affaldssorteringen:

En typisk nu-situation (basis)

Kildesortering af få materialer (affaldsfraktioner) hos husholdningerne

Kildesortering af mange materialer hos husholdningerne

Kildeopdeling² af mange materialer hos husholdningerne og efterfølgende central finsortering

Kildeopdeling af mange materialer med efterfølgende central finsortering af både materialerne og tør restfraktion

Basisscenariet fremstiller en situation for et affaldsopland i 2020 med ugetømning af restaffald (dagrenovation til forbrænding), og med bringeordning for glas og papir (til kuber), og de øvrige scenarier skal forstås som en form for teknologi- og systemalternativer til dette basisscenarie. I en del af scenarierne indgår kildesortering af organisk dagrenovation på to typer biogasanlæg med efterfølgende anvendelse af digestat³/komposten på landbrugsjord. Der indgår endvidere central sortering af poser og af materialer. Glasgenanvendelse er valgt at foregå via kubeordninger i alle scenarier. De 13 scenarier (se tabel A) analyseres for opnået genanvendelse, miljøkonsekvenser og samfundsøkonomi.

¹ Dagrenovation er i denne rapport defineret som "det restaffald og de genanvendelige materialer, der ville være endt i restaffaldet, hvis der ikke var etableret andre hente- og bringeordninger for de genanvendelige materialer fra husholdningernes dagrenovation end kuber til glas og kuber til papir". Storskrald og genanvendelige materialer i storskraldet (bortset fra en mindre del pap) indgår ikke i rapportens definition af dagrenovation og ikke i vurderingerne.

² Ved kildesortering sorterer husholdningen de enkelte fraktioner i separate beholdere (eller et rum/kammer i denne) ved husstanden. Ved kildeopdeling placeres flere materialefraktioner i samme rum i en beholder, hvorefter materialerne finsorteres på centrale anlæg.

³ Digestat anvendes i denne rapport om det flydende affald efter biogasforgasning.

Tabel A

Opsummerende beskrivelse af de forskellige scenarier

Projektets scenarie nr.	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z
Beskrivelse	Basis	Kildesortering, få			Kildesortering, mange		
		2 spande AIKAN	2 spande Biogasf.	Posesor t. AIKAN	4-kammer AIKAN	4-kammer, Biogasf.	Posesor. AIKAN
Henteordninger	Kun rest	3 delt			6 delt		
Kildesorterede fraktioner i beholdere ved husstande	Ingen	Papir Organisk			Papir Pap Plast Metal Organisk		
Kubeordninger	Glas og papir	Glas			Glas		
Central sortering							
Kildeopdelte fraktioner	-	-			-		
Tør rest	-	-			-		
Solgte materialer							
Kildesorteret		X			X		
Finsorteret		-			-		
Forbrænding							
Tør rest	X	X			X		
Våd rest	X	-			-		
Projektets scenarie nr.	4	5A	5F	6A	6F	7	
Beskrivelse	Kildesort., mange, 4-kammer	Central sortering af materialer og tør rest		Central sortering af materialer			
		AIKAN	Biogasf.	AIKAN	Biogasf.	Ej bio.beh.	
Henteordninger	5 delt	Kildeopdelt og -sorteret					
Kildesorterede fraktioner i beholdere ved Husstande	Papir Pap Plast Metal	Papir Organisk		Papir Organisk		Papir	
Kildeopdelte fraktioner i beholdere ved Husstande		Pap Plast Metal		Pap Plast Metal		Pap Plast Metal	
Kubeordninger	Glas	Glas		Glas		Glas	
Central sortering							
Kildeopdelte fraktioner	-	X		X		X	
Tør rest	-	X		-		-	
Solgte materialer							
Kildesorteret	X						
Finsorteret	-	X		X		X	
Forbrænding							
Tør rest	X	Sorteret rest		X		X	
Våd rest	X	-		-		X	

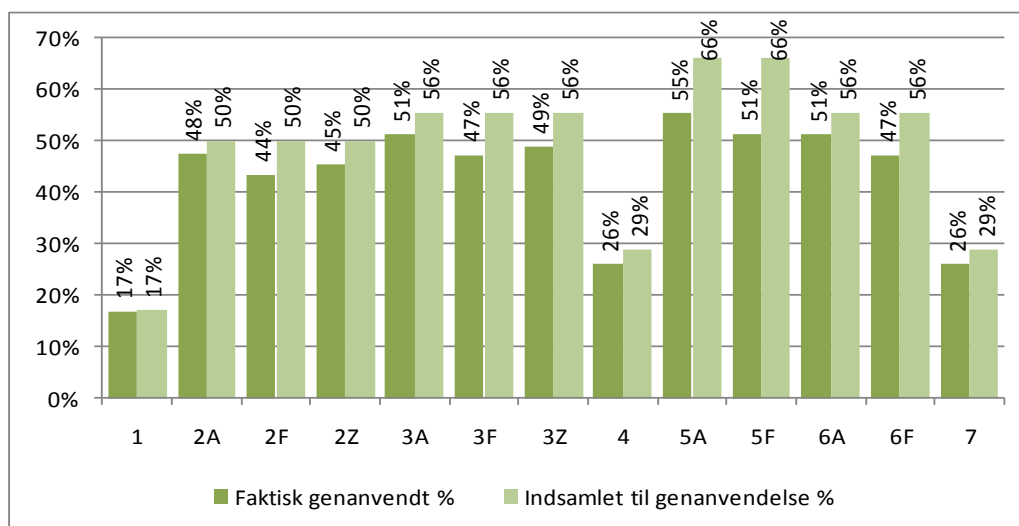
Vurdering af opnået genanvendelsesprocent

Opnået genanvendelse beskrives på to måder. Genanvendelse opgøres dels som den totale *indsamlede* mængde af de forskellige affaldsfraktioner til genanvendelse som procentandel af den samlede mængde dagrenovation (inklusive materialerne til genanvendelse, se fodnote 1), dvs. der ikke tages hensyn til evt. senere frasortering af materialer. Dette svarer principielt til den pt. anvendte metode i forhold til officielle målsætninger. Endvidere opgøres genanvendelse som mængden af materialer *faktisk* genanvendt, dvs. de indsamlede mængder af affaldsfraktionerne til genanvendelse fratrækkes den mængde, som frasorteres senere af tekniske eller kvalitetsmæssige årsager. Vurderingen af miljøeffekter og samfundsøkonomi tager udgangspunkt i faktisk genanvendt mængde.

De opnåede genanvendelsesprocenter i de forskellige scenarier er vist i figur A og afhænger i særlig grad af de anvendte antagelser om husstandenes effektivitet mht. at udsortere de forskellige affaldsfraktioner. Der er anvendt en ambitiøs men realistisk indsamlingseffektivitet, som er opnået i fuldskala i danske (sekundært svenske eller tyske) affaldsoplande. Alle scenarier øger genanvendelsen betydeligt i forhold til basisscenariet. I scenarierne 4 og 7 uden kildesortering af organisk dagrenovation er forøgelsen af genanvendelsesprocenten mindre end i de øvrige scenarier, hvor organisk dagrenovation kildesorteres, biogasforgasses og udbringes på landbrugsjord.

Kildesorteret organisk dagrenovation tilføres enten et Aikan biogasanlæg (2A, 3A, 5A og 6A) eller et gyllebaseret biogasfællesanlæg (2F, 3F, 5F og 6F). Mængde organisk dagrenovation "Indsamlet til genanvendelse" er ens for de to biogasteknologier, men den faktiske genanvendelse er mindre for biogasfællesanlæg, som kræver en mere grundig forbehandling med resulterende større frasortering af organisk materiale. Kildesortering af organisk dagrenovation øger den faktiske genanvendelse med op til 25 %-point, hvilket ses ved at sammenligne scenarierne 3A og 4 og scenarierne 6A og 7.

I scenarierne 2A, 2F og 2Z øges genanvendelsen ved kildesortering af den organiske dagrenovation og højere udsortering af papir end i basisscenariet. Scenarierne 3A, 3F, 3Z og 4 har også kildesortering af pap, plast og metal, hvilket set i forhold til scenarie 2 - giver en stigning på 6 %-point i forhold til indsamlet til genanvendelse og 3 %-point i forhold til faktisk genanvendt mængde.



Figur A Opnået indsamlet til genanvendelse og faktisk genanvendt⁴ for et blandet opland (% af samlet dagrenovationsmængde inkl. de udsorterede affaldsfraktioner til genanvendelse, som ellers ville have forekommet i restaffaldet).

⁴ Metal udsorteret fra af affaldsforbrændingsslagge tæller som faktisk genanvendt men ikke som indsamlet til genanvendelse.

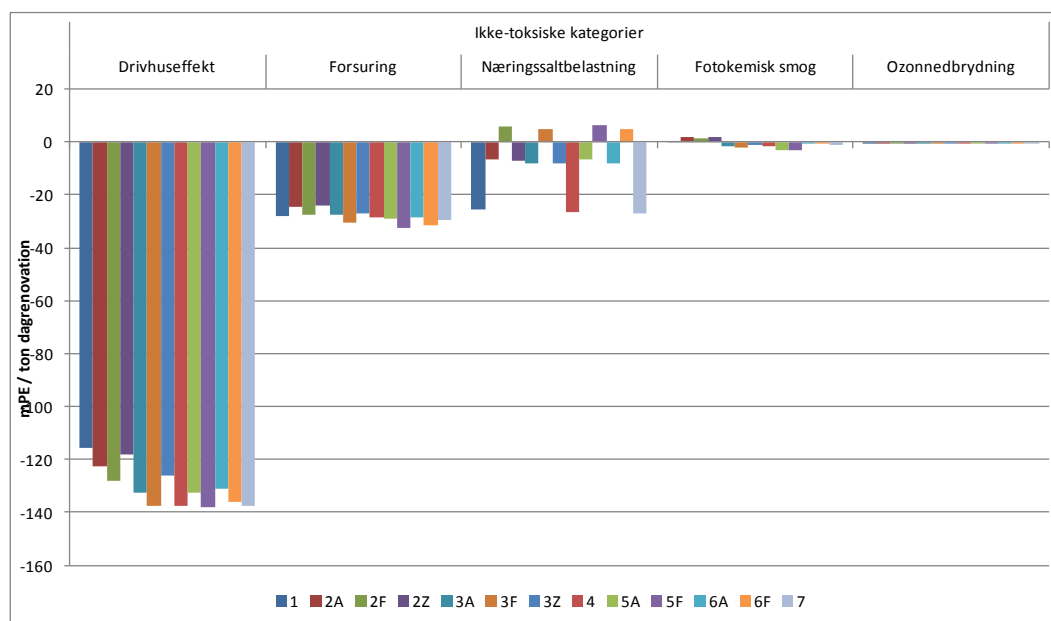
I scenarierne 2Z og 3Z er de forskellige tørre fraktioner og den organiske dagrenovation alle kildesorteret i forskelligt farvede poser, der føres til et optisk posesorteringsanlæg. Den organisk dagrenovation sendes herfra til et Aikan biogasanlæg, så scenarier 2Z og 3Z er sammenlignelige med 2A og 3A. Posesorteringsanlægget har en fejlsortering af poser på 5 %, så selvom indsamlingen til genanvendelse er ens, er den faktiske genanvendelse lavere.

I scenarierne 5, 6 og 7 indsamles i 2-rums beholdere med kildesorteret papir i det ene rum og kildeopdelt pap/karton/plast/metal i det andet rum. Scenarierne 5 og 6 har en ekstra 2-rums beholder til kildesorteret organisk dagrenovation og restaffald. Scenarierne 5 med central sortering af både materialer og den tørre restfraktion har den højeste faktiske genanvendelse, som er 4 % - point højere end scenarierne 6 med central sortering af materialer alene.

Miljøvurdering

De samlede potentielle miljøpåvirkninger for de enkelte scenarier er angivet i millipersonækvivalenter (mPE)⁵ per ton dagrenovation, hvor negative tal betegner en miljøbesparelse (en positiv miljøeffekt). Det har stor betydning for resultaterne, at marginal-el antages produceret på kulfyrede kondenskraftværker, at oplandets marginale varme antages at have en brændsels- og emissionssammensætning svarende til gennemsnitlig dansk fjernvarme og med fuld udnyttelse af den producerede varme, og at biomasse betragtes som en begrænset ressource. Det har også væsentlig betydning, at anlæg til affaldsforbrænding, genanvendelse samt nyproduktion antages at være beliggende i Danmark, Sverige eller Tyskland, og at disse anlæg er effektive og kun lidt miljøbelastende.

Drivhuseffekten udgør den største besparelse (målt i mPE) blandt alle miljøpåvirkningskategorierne og med basisscenaariets -116 mPE/ton dagrenovation som den mindste besparelse (se figur B). Scenarierne 3A, 3F, 4, 5F, 6A, 6F og 7 med maksimalt udsortering af affaldsfraktionerne til genanvendelse er de bedste scenarier med ca. -138 mPE/ton dagrenovation, hvilket er ca. 19 % bedre end basisscenaariet og svarer til en nedsættelse af den samlede danske udledning af drivhusgasser med ca. 0,5 % ved opskalering til landsplan (2011-tal).



Figur B Samlede ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger for de 13 scenarier for ét blandet opland.

⁵ 1 PE svarer til en gennemsnitspersons årlige miljøbelastning i den pågældende miljøpåvirkningskategori, hvilket i de fleste tilfælde i denne rapport opgøres som belastningen fra en europæer i referenceåret 2004.

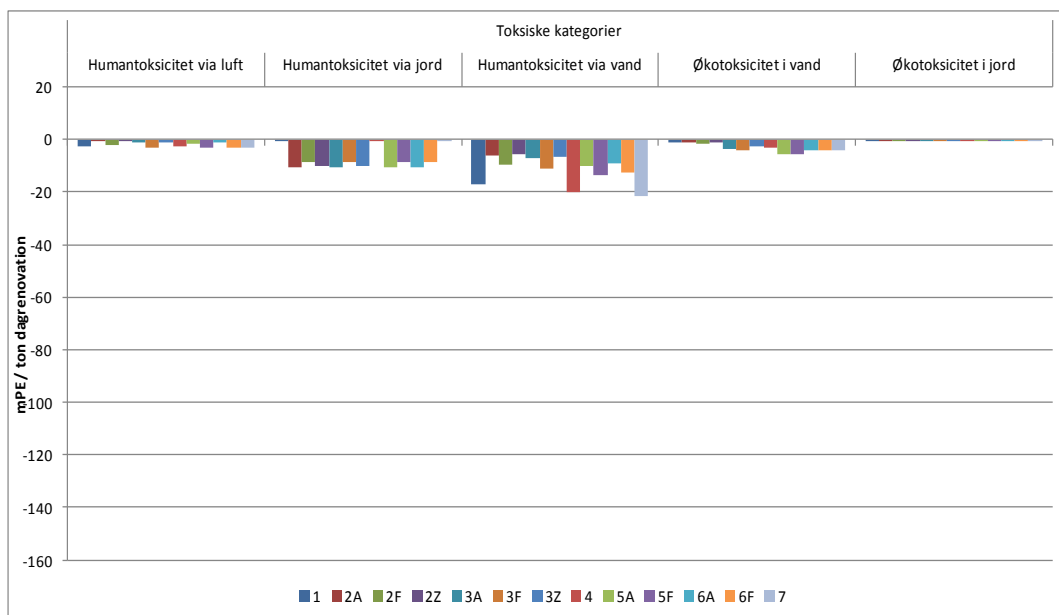
Hvad angår næringssaltbelastning har scenarier med biologisk behandling større miljøbelastning end scenarier uden biologisk behandling pga. nitratudvaskning fra brug af digestat/kompost på landbrugsjord⁶. Miljøbesparelserne i kategorien forsuring er meget ens for alle scenarier, og effekterne af de enkelte scenarier for fotokemisk smog og ozonnedbrydning er små. De toksiske miljøpåvirkninger er også små (se figur C), og desuden er beregningerne af disse miljøpåvirkninger behæftet med meget stor usikkerhed.

Ved rangordning af scenarier i alle påvirkningskategorier er der ikke et enkelt scenarie, som er bedst i alle kategorier og som uden forbehold kan siges at have den bedste miljøprofil⁷. For de ikke-toksiske påvirkningskategorier er scenarierne 3, 4, 5, 6 og 7 dog generelt højere placeret i rangordenen – dvs. bedre – end scenarierne 1 og 2 (næringssaltbelastning falder lidt udenfor, idet scenarie 1 ligger højt i rangordenen), så øget genanvendelse synes at medføre større miljøbesparelser. Scenarierne 2z og 3z giver anledning til lidt mindre potentielle miljøbesparelser i alle miljøkategorier, fordi det optiske posesorteringsanlæg fejlsorterer nogle poser med genanvendeligt kildesorteret affald fra til affaldsforbrænding, og der er et vist ekstra forbrug af plastposer og af energi ved denne løsning. For de toksiske kategorier er rangordningen mere uklar og kombineret med usikkerhederne på beregningerne kan der ikke konkluderes videre for disse kategorier.

Miljøbesparelserne per ton genanvendt materiale er størst for aluminium i alle miljøpåvirkningskategorier undtaget fotokemisk smog. Jern, papir og plast bidrager også med store besparelser pr. ton genanvendt materiale - især for drivhuseffekt. Tilførsel af organisk dagrenovation til biogasfælesanlæg eller affaldsforbrændingsanlæg giver omtrent samme resultat for drivhuseffekt, men for næringssaltbelastning er forbrænding bedre (se også fodnote 6). For de genanvendelige affaldsfraktioner, der kunne anvendes til energiproduktion i affaldsforbrændingsanlæg (herunder især for CO₂-neutrale brændsler som papir og pap), fremgår de potentielle miljøbesparelser ved forbrænding af de enkelte affaldsfraktioner ikke eksplicit af rapporten, fordi scenarierne ikke er konstrueret med henblik på at sammenligne genanvendelse og energinyttiggørelse af konkrete enkeltfraktioner.

⁶ Dette vil generelt være tilfældet ved anvendelse af organiske gødninger sammenlignet med anvendelse af handelsgødning. Sammenligning mellem anvendelse af kompost, digestat og svinegylle er vist i bilagsrapportens bilag 10, men disse betragtninger er ikke i overensstemmelse med krav til en konsekvens-LCA og indgår derfor ikke i hovedrapporten.

⁷ Der benyttes ikke vægtning (ikke tilladt jf. ISO 14040 standarderne i en sammenlignende LCA-rapport, der er offentligt tilgængelig).



Figur C Samlede toksiske potentielle miljøpåvirkninger for de 13 scenarier for ét blandet opland.

Alle scenarier viser små ressourcebesparelser for hver af ressourcerne kul, naturgas og olie, jern, aluminium og fosfor svarende til 0 - 11 millipersonreserver/ton dagrenovation ⁸. Ressourcebesparelse af fosfor fra udbringning af bioforgasset, kildesorteret organisk dagrenovation udgør ca. 0,35 kg fosfor/ton dagrenovation svarende til ca. 650 ton fosfor/år for hele Danmark (ud af i alt ca. 1050 tons fosfor i den samlede årlige mængde organiske dagrenovation).

Vurdering af økonomi

Den velfærdsøkonomiske vurdering inddrager omkostninger ved indsamling (poseforbrug, kapital til og vedligehold af spande, tømning og transport, information), drifts- og kapitalomkostninger for anlæg til sortering, bioforgasning og affaldsforbrænding, indtægter fra salg af energi (svarende til den fortrængte energiproduktion fra f.eks. kul) og af tørre materialer og digestat/kompost, miljøomkostninger af nationale og internationale luftemissioner (værdifastsættelse fremskrevet til 2020), samt skatteforvridningstab fra finansiering af provenueffekt. Der benyttes en barmarksantagelse, hvor alle dele af omkostningerne til et behandlingsanlæg medregnes. Investeringerne afskrives over 8-25 år afhængigt af typen af installation.

De velfærdsøkonomiske omkostninger i de forskellige scenarier afhænger af de valgte indsamlingssystemer og behandlingsformer. Der tages udgangspunkt i, at en given mængde affald fra et opland skal indsamles, og omkostningerne sættes i forhold til denne indsamlede mængde i form af kr. per ton indsamlet affald.

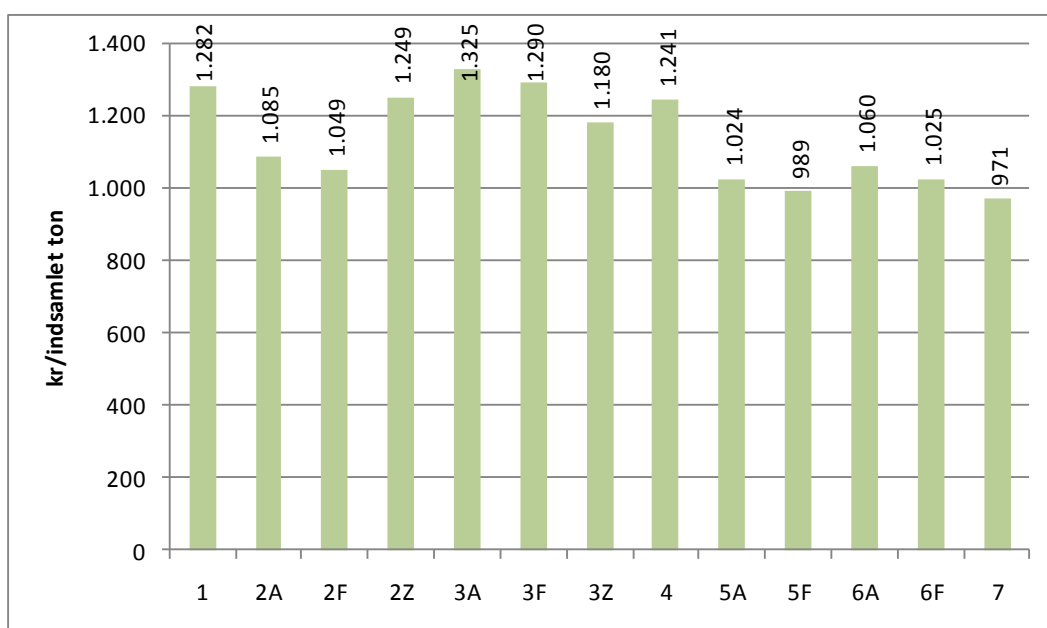
I den budgetøkonomiske vurdering beregnes virkningerne for husholdningerne ud fra det forhold, at alle omkostninger i sidste ende tilfalder de oprindelige affaldsproducenter med den danske "hvile-i-sig-selv" regulering. Dette betyder, at alle afgifter og subsidier relateret til affald (f.eks. affaldsvarmeafgift, tillægsafgift, subsidier til biogas) vil være inkluderet. De budgetøkonomiske resultater må dog ikke sammenlignes direkte med husstandenes renovationsgebyr, som indeholder flere ydelser end håndtering af affaldsfraktionerne analyseret i nærværende projekt.

⁸ Personreserve opgør den mængde af en given ressource, der globalt er til rådighed for en gennemsnitsperson og dennes efterkommere.

Økonomivurdering - hele scenarier

Velfærdsøkonomi

De velfærdsøkonomiske omkostninger for basisscenariet er højere end for flertallet af de andre scenarier (se figur D). Dette skyldes primært høje indsamlingsomkostninger til basissceniets 52 årlige tømninger af restaffald for alle husstandstyper. Dette indsamlingsmønster er typisk i kommuner uden særskilt husstandsindsamling af kildesorterede, genanvendelige materialer ⁹. De øvrige scenarier har 26 årlige tømninger af enfamilieboligernes restaffald (for visse scenarier inkl. kildesorteret organisk dagrenovation) samt i de fleste tilfælde yderligere 13 årlige tømninger af en beholder til de tørre affaldsfraktioner. Scenarierne med optisk posesortering har i alt 26 årlige tømninger af enfamilieboligers dagrenovation.



Figur D Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./ton indsamlet affald) for ét blandet opland.

Scenarierne med øget genanvendelse fordeler sig omkostningsmæssigt i 2 grupper, når der tages hensyn til beregningsusikkerheden. Den velfærdsøkonomisk mest fordelagtige gruppe udgøres af scenarie 7 (som er det billigste af alle scenarier inklusiv basisscenariet) samt scenarierne 2A, 2F, 5 og 6. Scenarierne 2Z, 3A, 3F, 3Z og 4 er sammen med scenarie 1 (basisscenariet) alle noget dyrere.

De høje omkostninger for scenarierne 3A, 3F og 4 skyldes valg af 4-kammerbeholder hos enfamilieboliger til indsamling af mange kildesorterede materialer. Ved at reducere tømningsfrekvensen yderligere eller ved at benytte to stk. mere pladskrævende 2-rumsbeholdere kan omkostningerne komme på niveau med den billigste gruppe og lavere end basisscenariet. For scenarie 2Z og 3Z er de relativt høje omkostninger knyttet til det optiske posesorteringsanlæg, som dog giver mulighed for at reducere omkostningerne ved indsamlingen fra enfamilieboliger men ikke fra etageboliger, og omkostningerne for det blandede opland bliver derfor samlet set højere ¹⁰.

⁹ Hvis en kommuner kun har 26 årlige tømninger af en større beholder med hele enfamilieboligens dagrenovation (dvs. et driftsøkonomisk mere optimeret indsamlingssystem), så ville et tilsvarende basisscenarie isoleret set være ca. 300 kr./ton indsamlet affald billigere end basisscenariet i denne rapport og dermed omkostningsmæssigt sammenligneligt med scenarie 7. Det skal dog bemærkes, at uanset om basisscenariet har 26 eller 52 årlige tømninger, så vil scenariet ikke kunne opfylde kravet i EU's affaldsdirektiv om gennemsnitlig mindst 50 % genanvendelse af husholdningernes affaldsfraktioner papir, metal, plast og glas (under de givne forudsætninger om husstandenes affaldsproduktion og indsamlingseffektivitet).

¹⁰ I den økonomiske analyse er generelt ikke værdisat andre fordele, som f.eks. evt. øget bekvemmelighed, yderligere muligheder for forbedret indsamlingseffektivitet, for udsortering af flere affaldsfraktioner eller for billigere indsamling hos etageboliger.

Scenarierne 2A, 2F, 5, 6 og 7 har lavere omkostninger end de øvrige analyserede scenarier. Dette skyldes bl.a., at indsamlingsomkostningerne for enfamilieboliger er optimerede med 26 + 13 tømninger om året og med billigere beholdere end 4-kammerbeholderen. Endvidere er der forudsat stordriftsfordele for det centrale sorteringsanlæg i scenarierne 5, 6 og 7 med en kapacitet svarende til affald fra 1 mio. husstande (fire oplande). Følsomhedsanalyser viser, at scenarierne med central sortering stadig ville have velfærdsøkonomiske omkostninger på et lavere niveau end de dyreste inkl. basisscenariet, hvis sorteringsanlæggets kapacitet var tilpasset ét oplands husstande.

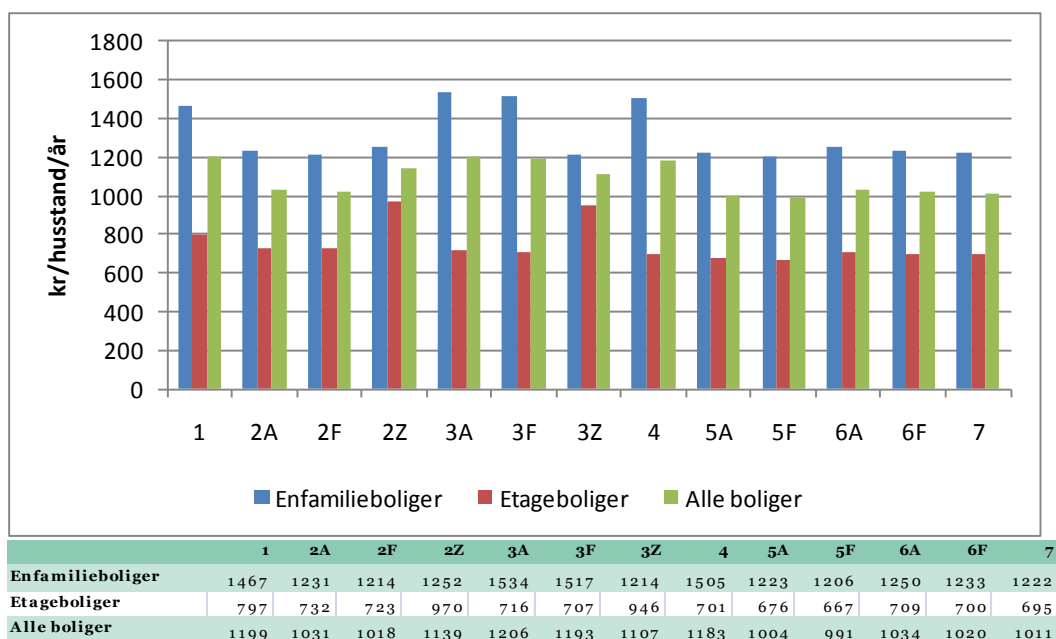
I scenarie 1, 4 og 7 kildesorteres organisk dagrenovation ikke men forbrændes. Affaldssystemerne i scenarie 4 og scenarie 7 er – ud over kildesortering af organisk dagrenovation – direkte sammenlignelige med henholdsvis scenarierne 3A-3F og scenarierne 6A-6F. Heraf ses, at de samlede velfærdsøkonomiske scenarieomkostninger er ca. 55-90 kr./indsamlet ton lavere ved forbrænding i stedet for kildesortering og bioforgasning af organisk dagrenovation.

De statsfinansielle påvirkninger i scenarierne med øget genanvendelse begrænser sig til et årligt tab på 0 - 10 mio. kr. for ét opland i forhold til basisscenariet. Dette skyldes først og fremmest, at afgiftssystemet for affaldsforbrænding er indrettet efter indfyring og energiproduktion, og hermed opnås en høj grad af afgiftsmæssig ligestilling med andre former for el- og varmeproduktion. Genanvendelse i stedet for energiudnyttelse af dagrenovation medfører lavere afgiftsindtægter fra affaldsforbrændingsanlæggene, som dog i nogen grad modsvares af afgiftsindtægter fra øgning i anden el- og varmeproduktion (afhængigt af antagelser om virkningsgrader på de energianlæg, som substituerer energiproduktionen fra forbrænding af dagrenovation). Energiproduktion fra biogasforgasning er ikke afgiftsbelagt men modtager støtte via PSO betalinger, som dog ikke medregnes som statsfinansiell effekt. Størrelsesordenen herpå er 4-5 mio. kr. for ét opland.

Budgetøkonomi

De budgetøkonomiske konsekvenser afhænger af, hvordan de forskellige tiltag i de forskellige scenarier finansieres. Husholdningernes betaling for at få indsamlet og behandlet restaffaldet og de udsorterede genanvendelige fraktioner skal ifølge den gældende affaldsbekendtgørelse afspejle omkostningerne ved den enkelte indsamlings- og anvisningsordning, således at den samlede gebyrindtægt for hver ordning alene dækker kommunens omkostninger til ordningen. Dette gælder også samtlige afholdte afgifter i affaldssystemet, men ikke evt. mistede afgifter fra energisystemet. Husholdningernes budgetøkonomiske omkostninger er således den budgetøkonomiske udgift tillagt forbrændingsanlæggenes afgifter vedr. affaldsbehandling, subsidierne til biogasproduktion afledt af affaldsbehandling, samt 25 % moms på samtlige udgifter i hele scenariet (de budgetøkonomiske omkostninger inkl. afgifter er således vanskeligt sammenlignelige med de velfærdsøkonomiske omkostninger).¹¹

¹¹ I de budgetøkonomiske resultater for biogasfællesanlæg er det forudsat, at biogasfællesanlæg betaler 100 kr./ton for den forbehandlede kildesorterede organiske dagrenovations-pulp uden urenheder (tilsvarende vil der være en velfærdsøkonomisk værdi af pulpen med denne behandling). Hvis biogasfællesanlæg i stedet modtager pulpen til f.eks. 0 kr., så skal F-scenarierne tillægges ca. 20-25 kr./ton indsamlet affald i alt.



Figur E Budgetøkonomiske omkostninger for husstandene (kr./år pr husstand) ved de forskellige scenarier (omkostningerne kan ikke sammenlignes med husstandenes renovationsgebyrer, som omfatter flere ydelser end analyseret i denne rapport). For F-scenarierne se fodnote 11.

De medregnede samlede omkostninger for husholdningerne i de enkelte scenarier er vist i figur E ovenfor. For etageboliger ligger scenarieomkostningerne i intervallet 660 - 970 kr./husstand, mens det tilsvarende interval for enfamilieboliger er 1.200 - 1.540 kr./husstand. Med den gennemsnitlige danske boligsammensætning er de indregnede scenarieomkostninger ved øget genanvendelse på niveau med eller op til 208 kr. billigere pr husstand pr år sammenlignet med basisscenariet (se også fodnote 9).

Den budgetøkonomiske vurdering viser, at basisscenariet er dyrere end de fleste andre scenarier. Scenarierne 3A, 3F og 4 med 4-kammerbeholdere til enfamilieboliger er dog dyrere end basisscenariet for enfamilieboliger, hvilket slår igennem for det blandede opland ¹².

Scenarierne 2, 5, 6 og 7 er budgetøkonomisk sammenlignelige og alle billigere for enfamilieboliger end basisscenariet. Dette gælder også for det blandede opland. Scenarie 2z med optisk posesortering er dog dyrere for etageboliger end basisscenariet men ikke dyrere for det blandede opland.

Det kan konkluderes, at det ikke behøver at give anledning til øgede omkostninger at opnå en væsentlig højere genanvendelse af de forskellige affaldsfraktioner fra dagrenovationen end den opnåede genanvendelse i dag i mange danske kommuner (f.eks. scenarierne 5, 6 og 7 sammenlignet med basisscenariet). Kildesortering af den organiske dagrenovation med efterfølgende bioforgasning og anvendelse til jordbrugsformål kan sammenlignes med forbrænding af samme affaldsfraktion ved at sammenligne scenarierne 6 med scenarie 7. Scenarierne med bioforgasning er budgetøkonomisk på niveau med forbrænding, idet forskellen på 9-23 kr./husstand - alle boliger (svarende til 1-2 %) er langt indenfor beregningsusikkerheden.

¹² Velfærdsøkonomiske følsomhedsanalyser af indsamlingsdelen for scenarierne 3 og 4 viser, at yderligere optimering af indsamlingsordninger med ændrede beholdere og tømningfrekvens kan give besparelser, som gør disse scenarier billigere end basisscenariet.

Økonomivurdering ud fra temaer

Indsamling

Omkostninger til indsamling med bl.a. beholderkøb og tømning udgør langt den største andel af de samlede velfærdsøkonomiske scenarieomkostninger. Løsninger med indsamling af mange kildesorterede materialer (f.eks. i 4-kammerbeholdere) er med de anvendte antagelser noget dyrere end løsninger med indsamling af kildeopdelte materialer med efterfølgende central sortering. Det skyldes i høj grad salgsværdi af de genanvendelige materialer, som er væsentligt højere for finsorterede materialer fra et centralt sorteringsanlæg end for kildesorterede enkeltfraktioner, som ikke er opdelt i plasttyper og metaltyper.

Andre forudsætninger omkring beholdervalg (f.eks. to 2-rums beholdere i stedet for en 4-rumsbeholder og lavere tømningshyppighed) kan betyde relativt store reduktioner i indsamlingsomkostningerne. Følsomhedsanalyser viser, at disse omkostningsreduktioner dog ikke er helt nok til at gøre kildesorteringsscenerierne lige så attraktive som scenarierne med kildeopdeling og efterfølgende central sortering. Men det kan ikke udelukkes, at kildesortering af mange materialer ved enfamilieboliger kan være en ganske fornuftig løsning, såfremt konkrete forhold i et givet affaldsopland kan begrunde dette (herunder inddragelse af alternative og optimerede valg af beholderløsning og tømningshyppighed), eller hvis der ikke findes mulighed for at tilføre de kildeopdelte materialer til et centralt sorteringsanlæg.

Behandling

Ændringer i de velfærdsøkonomiske omkostninger til bioforgasning afhænger både af omkostninger til biogasanlægget og til den alternative behandling, som her er et affaldsforbrændingsanlæg. Beregningerne af omkostningerne til affaldsforbrænding afhænger af en lang række tekniske forhold (f.eks. affaldets vandindhold, røggasudvikling og energiudnyttelse) og må forventes at variere fra anlæg til anlæg.

Det er en hovedantagelse i de velfærdsøkonomiske beregninger, at affaldsmængderne til sorteringsanlæggene i scenarierne 5, 6 og 7 svarer til affaldet fra 1 mio. husstande (4 oplande) og for scenarierne med Aikan, at mængden af organisk dagrenovation svarer til affald fra ½ mio. husstande (2 oplande). Hvis en affaldsmængde svarende til mængden fra ét blandet opland med 250.000 husstande fastholdes som dimensioneringsbasis for anlæggene, så vil det medføre øgede totale scenarieomkostninger på ca. 43 kr./indsamlet ton affald for scenarier med central sortering af såvel kildeopdelte materiale og tør rest – dog kun ca. 33 kr./indsamlet ton affald for scenarierne med central sortering alene af de kildeopdelte materialer. Hertil kommer, at alle scenarier med Aikan anlæg får ekstra omkostninger på ca. 25 kr./indsamlet ton affald.

Disse relativt små, ekstra velfærdsøkonomiske systemomkostninger dækker over væsentlige budgetøkonomiske forskelle for de enkelte behandlingsanlæg. Således er besparelsen ved storskala for sorteringsanlæg til kildeopdelte materialer og tør rest 88 kr./ton input til sortering (samlet besparelse for 4 oplande er ca. 28 mio. kr./år). Besparelsen ved storskala for sorteringsanlæg alene til kildeopdelte materialer er ca. 632 kr./ton kildeopdelte materialer (samlet besparelse for 4 oplande er ca. 25 mio. kr./år). Besparelsen ved storskala Aikan-anlæg er ca. 65 kr./ton organisk dagrenovation (samlet besparelse for 2 oplande er ca. 5 mio. kr./år). En længere transport til storskalaanlæg er ikke medtaget i de nævnte enhedsomkostninger og indgår derfor ikke de budgetøkonomiske eller de velfærdsøkonomiske resultater.

Salg af genanvendelige materialer og energi

Ændrede salgspriser for de udsorterede affaldsfraktioner til genanvendelse og for den producerede energi har stor påvirkning og især for scenarierne med den højeste genanvendelse henholdsvis mest affaldsforbrænding (dog mindre for scenarierne 3 og 4 med kildesortering, fordi salgspriser for blandet plast og blandet metal er væsentligt lavere end salgspriser for finsorteret plast og finsorteret metal). Fordobling af salgspriserne reducerer således de velfærdsøkonomiske omkostninger med mere end ca. 30 % for scenarierne 5 og 7 men kun ca. 10 % for basisscenariet. Der er dog ikke tale om, at scenariernes rangorden ændres væsentligt.

Sammenfattende vurdering

Opnået genanvendelse

- Scenarier uden kildesortering af organisk dagrenovation har under 30 % genanvendelse, mens scenarierne med kildesortering af organisk dagrenovation og central sortering af både kildeopdelte materialer og tør rest opnår den højeste genanvendelse på 55 % (målt som procent af den totale mængde af dagrenovationen der går til forbrænding og de udsorterede fraktioner der går til genanvendelse).

Miljøvurdering

- Der er ikke ét scenarie, der er bedst i alle de medtagne miljøeffektkategorier, og generelt er forskellene i miljøpåvirkningen mellem alle scenarier små under de givne forudsætninger.
- Med hensyn til drivhuseffekten er basisscenariet dårligst, mens scenarierne med høj materialegenanvendelse er de bedste med en forbedring på ca. 19 % i forhold til basisscenariet. Dette skyldes primært genanvendelse af papir, som udgør en vægtmæssig stor andel af dagrenovationen.
- Kildesortering og bioforgasning af organisk dagrenovation via biogasfællesanlæg medfører ikke nogen væsentlig forskel i miljøbesparelser mht. til drivhuseffekt i forhold til forbrænding af denne fraktion. Mht. næringssaltbelastning er forbrænding lidt bedre, (se desuden fodnote 6). Den jordbrugsmæssige anvendelse af komposten/digestatet kan medføre recirkulering af ca. 650 ton fosfor årligt ved opskalering til hele Danmark.

Velfærdsøkonomi

- Det er muligt at øge genanvendelsen betydeligt uden øgede budget- eller velfærdsøkonomiske udgifter, men det forudsætter en koordineret tilgang for håndtering af alle fraktioner i dagrenovationen med fokus på at opnå synergieffekter og optimering af tømninger. Denne konklusionen forstærkes af de antagne stordriftsfordele, som især er vigtige for scenarierne 5A-F med de højeste genanvendelsesprocenter.
- Scenarier med genanvendelse af kildesorteret organisk dagrenovation kan give anledning til ekstra velfærdsøkonomiske omkostninger svarende til ca. 55-90 kr./ton indsamlet affald i oplandet forudsat fuld udnyttelse af affaldsforbrændingsanlæggenes kapacitet, men dog giver de fleste af scenarierne med kildesortering af organisk dagrenovation ikke øgede velfærdsøkonomiske omkostninger ved sammenligning med basisscenariet.
- Central sortering af de kildeopdelte materialer pap, plast og metal i storskalaanlæg giver anledning til den største velfærdsøkonomiske besparelse i forhold til basisscenariet, fordi indsamlingsomkostningerne kan holdes på et lavere niveau, og fordi høje priser på finsorterede materialer betaler de ekstra omkostninger til sorteringsanlægget.
- Optisk posesortering kan være velfærdsøkonomisk fordelagtigt for enfamilieboliger, da dette muliggør besparelser på indsamlingsomkostningerne selv med ambitiøse genanvendelsesmål, men for etageboliger bidrager posesortering ikke i samme grad med besparelser.

- Kildesortering og kildeopdeling i separate beholdere er velfærdsøkonomisk stort set ligeværdige med en lille fordel til kildeopdeling i de fleste typiske etageboliger (hvor pladsforhold tillader kildesortering i køkkener og baggårde). For enfamilieboliger er kildeopdeling af de tørre materialer væsentligt billigere end kildesortering, som har dyrere eller flere beholdere og/eller flere tømninger eller større omkostninger pr tømning.

Budgetøkonomi

- Øget genanvendelse af tørre materialer giver anledning til et mindre provenu af afgifter fra affaldsforbrændingsanlæg, som dog omtrent opvejes af større provenu fra de kraftvarmeverker, som erstatter den manglende varmeproduktion fra affaldsforbrændingsanlæggene. Denne effekt er skønnet til mellem 0 og 3 mio. kr./år. Den største statsfinansielle ændring mellem scenarierne hidrører fra momsindtægter fra indsamling. Jo dyrere indsamling, des flere momsindtægter. Den samlede ændring ligger på +5 til -5 mio/kr. per år, afhængigt af scenariets samlede omkostninger. Det samlede provenutab er skønnet til mellem 0 og 10 mio. kr./år for et opland, men det vil være afhængigt af de konkrete affaldsforbrændingsanlæg og kraftvarmeverker.
- Biogasanlæg er fritaget for affaldsvarmeafgift, og således vil kildesortering og bioforgasning af organisk dagrenovation medføre et provenutab skønnet til ca. 4 mio. kr./år for et opland. Afgiftsfritagelsen gør samtidigt, at bioforgasning og affaldsforbrænding har cirka de samme budgetøkonomiske omkostninger (forudsat fuldstændig konkurrence om modtagelse og bioforgasning af organisk dagrenovation). Tilskuddet til biogasanlæg er finansieret gennem PSO ordningerne, og for scenarierne med kildesortering af organisk dagrenovation er dette tilskud beregnet til ca. 4,5 mio. kr./år for et opland.
- Højeffektive ordninger for genanvendelse af materialer fra dagrenovationen kan gennemføres uden øgede omkostninger i forhold til den typiske situation i mange kommuner. Central sortering af kildeopdelte materialer (pap, plast og metal) er det billigste – også uanset om den organiske fraktion forbrændes eller kildesorteres og bioforgasses.

Rapportens resultater vil indgå som et element i den nationale planlægning og kan samtidigt udgøre et "inspirations-katalog" til brug for kommunernes affaldsplanlægning. Der gøres opmærksom på, at de foretagne scenarievurderinger med de givne forudsætninger og tilhørende konklusioner alene dækker parametrene Opnået genanvendelse, Miljøpåvirkning, Velfærdsøkonomi og Budgetøkonomi. Resultaterne af analysen kan til en vis grad overføres til eksisterende kommunale forhold, men en præcis analyse for et konkret opland bør dog tage udgangspunkt i den faktiske geografi, affaldssammensætning, boligsammensætning, varmeforsyning, kommunale samarbejdsmuligheder, borgerservice og ønsker/mål for ressourcebesparelser mm..

Rapportens vurdering og konklusioner inkluderer ikke følgende aspekter, som alle kan have stor betydning for konkrete valg af løsninger: Affaldsløsningers tilpasning til og synergi med f.eks. energisektoren eller landbrugssektoren, Energiformernes (f.eks. biogas') forskellige anvendelsesmuligheder og fleksibelt energisystem, Ressourceknaphed som særlig prioritering, Service overfor borgerne, Teknisk fleksibilitet af valgte teknologier/udstyr til indsamling og behandling, Mulighed for at benytte eksisterende behandlingsanlæg, Systemfleksibilitet med f.eks. en etapevis udbygning, Stordriftsfordelenes konkrete realisering på effektiv økonomisk måde eller antal arbejdspladser i scenarierne..

Rapporten må læses og dens konklusioner fortolkes ud fra disse afgrænsninger og forudsætninger.

Summary

COWI and DTU Environment have carried out an environmental and economic assessment of thirteen different scenarios for the Danish Environmental Protection Agency (DEPA) in order to analyse opportunities for increased recycling of various waste fractions in the household waste. The environmental assessment is carried out as a consequential life cycle assessment (LCA) with the EASEWASTE model. The assessment includes the non-toxic environmental impact categories global warming, acidification, nutrient enrichment, photochemical smog and ozone depletion as well as the toxic environmental impact categories human toxicity via air, soil and water and ecotoxicity in water and soil. The economic assessment include a socio- economic cost benefit analysis and a private cost analysis. Both the environmental and the economic assessments have undergone external peer reviews.

The assessment covers household waste from a mixed catchment area comprising 150,000 single family households and 100,000 multi storey households, corresponding to the average distribution of single family and multi-storey households in Denmark. It further corresponds to approx. 10% of the total number of households in Denmark. The report also presents results for two other catchment areas having 250,000 single family respectively 250,000 multi-storey households. The assessment applies a definition of household waste, which is described in footnote ¹³. All treatment facilities are green field projects designed according to best available technology and no constraints exist in relation to existing facilities, inter-municipal agreements, etc.

The thirteen analyzed scenarios cover the following basic differences in separate collection and waste sorting:

A typical current-situation (baseline)

Source separation of few materials (waste fractions) from households

Source separation of many materials from households

Source segregation¹⁴ of a co-mingled recyclable fraction from households and subsequent centralised fine sorting

Source segregation of a co-mingled recyclable fraction with subsequent fine sorting of both the co-mingled fraction and the dry residual fraction.

The baseline scenario represents the situation for a waste catchment area in 2020 with weekly collection of residual waste (to be incinerated), and with a bringrecycling scheme for glass and paper. The other scenarios represent technologically further developed alternatives to the baseline scenario involving more efficient collect schemes, separation at source of other materials as plastic, metal and organics as well as other technologies for subsequent treatment (e.g anaerobic digestion of the organic fraction, centralised advanced sorting of materials or waste bags).. Glass recycling is carried out via bring bank schemes in all scenarios. The thirteen scenarios (see Table A) are analyzed for recycling rate, for environmental impact and for economic performance.

¹³ Householdwaste is in this report defined as "the residual waste and recyclable materials that would have ended in residual waste if no other collection and bring schemes for recyclable materials from household waste collection had been established than bring banks for glass and paper". Bulky waste and recyclable materials in bulky waste (with the exception of a small fraction of cardboard) is not included in the report's definition of household waste and not included in the assessments.

¹⁴ Source separation means that the household sorts the individual fractions in separate containers (or a room / compartment in this). Source segregation means that more material fractions are placed in the same compartment in a container, after which the materials are fine sorted in central facilities.

Table A Summarizing description of the different scenarios

Project scenario no.	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z
Description	Baseline	Source separation, few			Source separation, many		
		2 bins AIKAN	2 bins AD	Bag sort. AIKAN	4- chamber AIKAN	4- chamber AD	Bag sort. AIKAN
Collection system	Only residual	Three fractions			Six fractions		
Source separated fractions in bins at households (kerbside collection)	None	Paper Organic			Paper Cardboard Plastic Metal Organic		
Bring banks	Glass and paper	Glass			Glass		
Central sorting							
Segregated fractions	-	-			-		
Dry residual	-	-			-		
Sold materials							
Source separated		X			X		
Fine sorted		-			-		
Incineration							
Dry residual	X	X			X		
Wet residual	X	-			-		
Project scenario no.	4	5A	5F	6A	6F	7	
Description	Source sep., many, 4- chambers	Central sorting of materials and dry residual		Central sorting of materials			
		AIKAN	AD	AIKAN	AD	Non	
Collection system	Five fractions	Source segregated and sorted					
Source separated fractions in bins at households (kerbside collection)	Paper Pap Plastic Metal	Paper Organic		Paper Organic		Paper	
Source segregated fractions in bins at Households		Cardboard Plastic Metal		Cardboard Plastic Metal		Cardboard Plastic Metal	
Bring banks	Glass	Glass		Glass		Glass	
Central sorting							
Segregated fractions	-	X		X		X	
Dry residual	-	X		-		-	
Sold materials							
Source separated	X						
Fine sorted	-	X		X		X	
Incineration							
Dry residual	X	Sorted residual		X		X	
Wet residual	X	-		-		X	

Important pre-conditions for the assessments made in this project can be found in chapter 2 of the report. In Tabel 2 can be found the typical composition of household waste from single family and multy storey households. Tabel 3 informs about separation efficiency in the household for each recyclable fraction. Tabel 4 and Tabel 5 include information on type and size bins applied in the different scenarios as well as the emptying frequency. Tabel 11 shows the sorting efficiency at centralised sorting plant for each type of recyclable fraction being fine sorted.

Assessment of the recycling rate

The recycling rate can be measured in two ways. One way is to determine recycling by the total amount of the different waste fractions **collected for recycling** as a percentage of the total amount of household waste (including materials for recycling, see footnote 1), i.e. no subsequent separation of materials is taken into account. In principle, this corresponds to the method presently applied for measuring compliance with official targets. Alternatively, the recycling rate is calculated as the amount of materials **actually recycled and sold to the recycling industry**, i.e. the collected amount of the waste fractions for recycling is deducted the amount discarded later due to technical or quality reasons. The assessment of environmental impacts and economics is based on the actual amount recycled.

The recycling rates in the different scenarios are shown in Figure A. The rate depends largely on the assumptions made for efficiency at household level with respect to separating the different waste fractions. Ambitious but realistic separating efficiency is applied as achieved in full scale operations in Danish (and Swedish or German) recycling schemes. In all scenarios recycling rates are significantly increased compared to the baseline scenario. In scenarios 4 and 7, having no source separation of organic waste, the recycling rate has increased less than in the other scenarios where organic waste is separated at source, anaerobically digested and spread on farmland.

Source separated organic waste is either treated at an Aika anaerobic digestion (AD) plant (2A, 3A, 5A and 6A) or a manure-based anaerobic digestion facility (2F, 3F, 5F and 6F). The amount of organic waste "collected for recycling" is the same for the two technologies; however, the actual recycling rate is less for the manure-based facility that requires a more effective pre-treatment, resulting in a larger loss of organic material. Source separation of organic waste increases recycling up to 22 % points (can be seen by comparing scenarios 3 and 4).

In the scenarios 2A, 2F and 2Z, the recycling rate is increased due to source separation of the organic household waste and more effective source separation of paper compared to the baseline scenario. Scenarios 3A, 3F, 3Z and 4 also involve source separation of cardboard, plastic and metal, which - as compared to scenario 2 - increases the fraction "collected for recycling" by 6% points and the fraction "actually recycled" by 3% points.

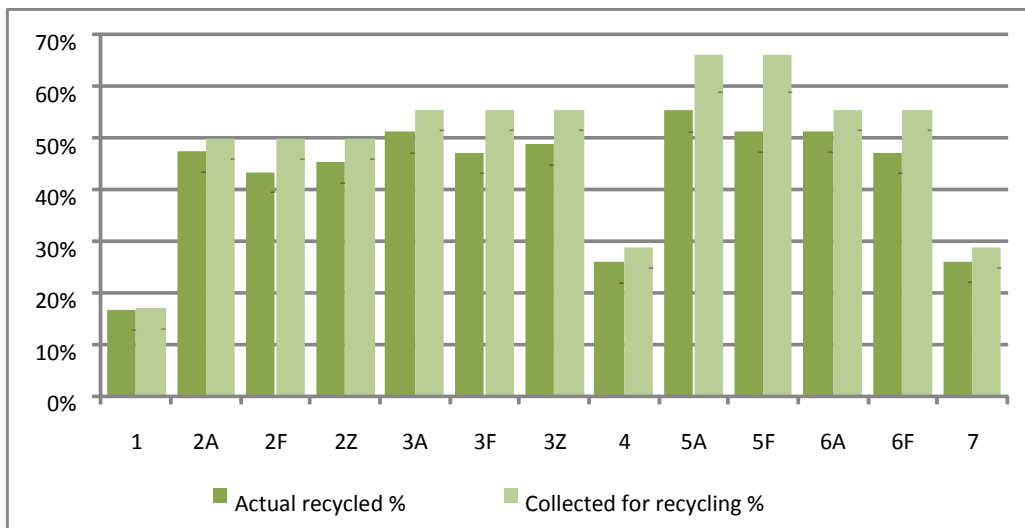


Figure A Collected for recycling and actually recycled¹⁵ for a mixed catchment area (% of total household waste amount incl. the separately collected waste fractions for recycling, which otherwise would have occurred in the residual waste).

In the scenarios 2Z and 3Z, the various dry fractions and the organic household waste are all source separated in bags with different colours, which are brought to a bag sorting plant applying optical sorting equipment. The organic household waste from this plant is sent to an Aikan AD plant, thus scenarios 2Z and 3Z are comparable with 2A and 3A. The bag sorting equipment has a sorting efficiency of 95% (giving a loss of 5%), therefore even though the collection for recycling is the same, the actual recycling is lower for 2Z and 3Z than for 2A and 3A.

In scenarios 5, 6 and 7, the waste is collected in 2-compartment bins having source separated paper in one room and source segregated co-mingled cardboard / carton / plastic / metal in the other room. The scenarios 5 and 6 have in addition 2-compartment bin for source separated organic waste and residual waste. Scenario 5 with central sorting of both materials and the dry residual fraction has the highest actual recycling rate, which is 4 % points higher than scenario 6 with central sorting of materials only.

Environmental Assessment

The total potential environmental impacts of each scenario are presented in milli person equivalent (mPE)¹⁶ per ton of household waste, where negative numbers represent an environmental saving (a positive environmental effect). It is very important for the results that marginal electricity is assumed produced at coal-fired condensing power plants and that the marginal heat of the catchment area is assumed to have a fuel and emission composition similar to the average Danish district heating system as well as having full utilisation of the heat produced. It is also important that facilities for waste incineration, recycling and new production is assumed to be located in Denmark, Sweden or Germany, and that these systems are effective and have only little negative environmental impact.

¹⁵ Metal separated from the incineration slag counts as "actually recycled" but not "collected for recycling".

¹⁶ 1 PE corresponds to an average annual per capita environmental impact in the environmental impacts category, which in most cases in this report is calculated as the load from one European in reference year 2004.

The greenhouse effect represents the largest saving (measured in mPE) among all environmental impact categories. The baseline scenario results in a saving of 116 mPE / ton of household waste, which is the smallest saving of all (see Figure B). Scenarios 3A, 3F, 4, 5F, 6A, 6F and 7, all having a maximum separation of waste fractions for recycling, are the best scenarios resulting in savings of approx. 138 mPE / ton of household waste. This is approx. 19 % better than the baseline scenario and corresponds to a reduction of the total Danish greenhouse gas emissions by approx. 0.5 % (2011-numbers).

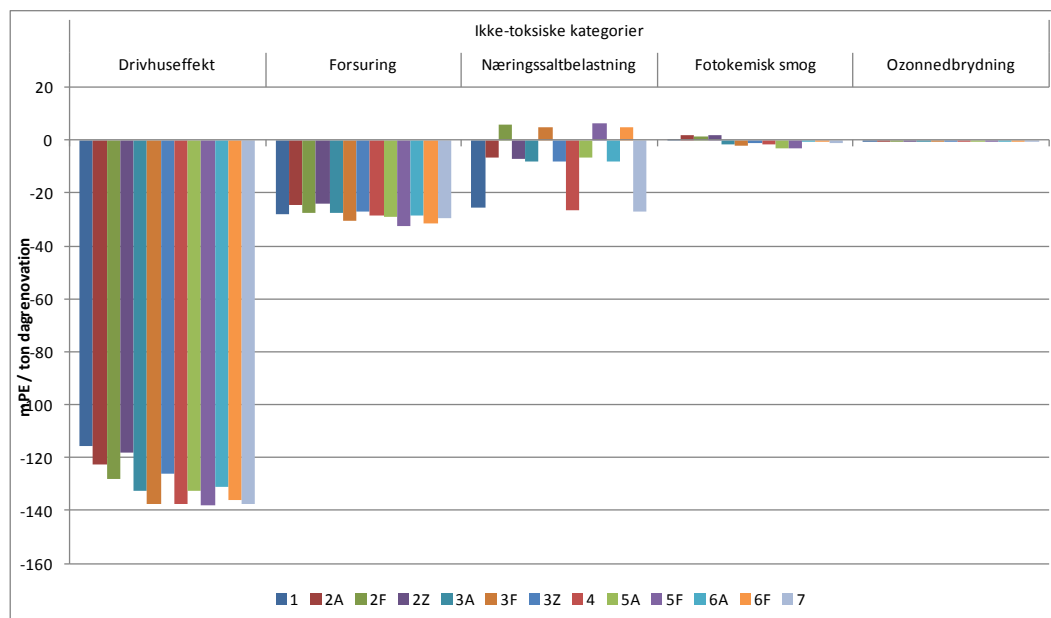


Figure B Total non-toxic potential environmental impacts of the 13 scenarios for a mixed catchment area.

The scenarios involving biological treatment have larger environmental impact in the category nutrient enrichment than scenarios without biological treatment due to nitrate leaching from the use of digestate / compost on agricultural land¹⁷. Environmental savings in the impact category acidification are in the same range for all scenarios. The impacts on photochemical smog and ozone depletion are small in all scenarios. The toxic environmental impacts are also small (see Figure C), and furthermore, the calculations of the toxic impacts are subject to a large uncertainty.

By ranking the scenarios with respect to all environmental impact categories, no single scenario can be considered the best in all categories and thereby without prejudice be assigned the best environmental profile.¹⁸ However, for the non-toxic impact categories, scenarios 3, 4, 5, 6 and 7 are generally ranked higher - i.e. better - than scenarios 1 and 2 (with the exception of nutrient enrichment, where scenario 1 is ranked high); therefore increased recycling rates seem to cause higher environmental savings. Scenarios 2z and 3z results in slightly smaller potential environmental savings in all environmental impact categories, as the optical bag sorting plant is directing a small part of the correctly source-separated waste to incineration. Moreover, this concept consumes an extra amount of plastic bags and energy. For the toxic categories, the ranking of the scenarios is more unclear, and - considering the uncertainties in the calculations - no conclusions can be made on these environmental impact categories.

¹⁷ This will generally apply when using organic fertilizers compared to the use of artificial fertilizers. The comparison between use of compost, digestate and pig manure is shown in the Annex report, Annex 10, however, these considerations are not in accordance with the requirements for an impact LCA and are thus not included in the main report.

¹⁸ No weighting is used (not allowed under ISO 14040 standards in a comparative LCA report, available to the public).

Environmental savings per ton of recycled material are highest for aluminum in all the environmental impact categories except from photochemical smog. Iron, paper and plastics also contribute to significant savings per tonnes of recycled material, especially for global warming. The treatment of organic household waste in manure-based AD facilities or waste incineration plants results in approximately the same numbers as for global warming. For nutrient enrichment, however, incineration is better (see also footnote 6). For the recyclable waste fractions, that could be used for energy production in waste incineration plants (especially for CO₂-neutral fuels such as paper and cardboard), the potential environmental savings from incineration of the different waste fractions are not explicitly shown in the report, as the scenarios are not designed to compare recycling and energy recovery for specific individual waste fractions.

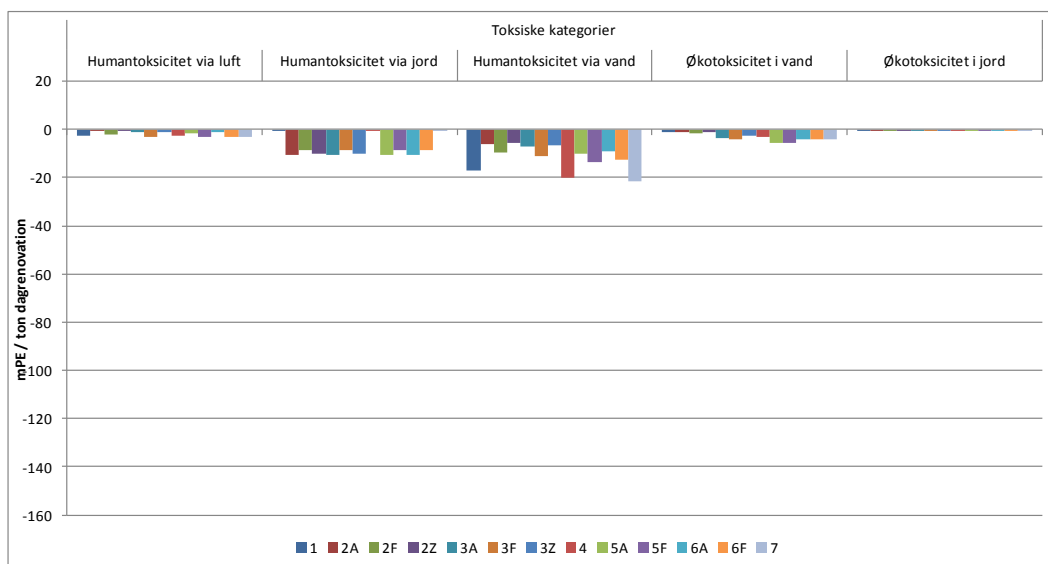


Figure C Potential toxic environmental impacts of the 13 scenarios for one mixed catchment area.

All scenarios show small resource savings for each of the resources coal, natural gas and oil, iron, aluminum and phosphorus corresponding to 0 mill. to 11 mill. person reserves / ton household waste.¹⁹

Resource savings of phosphorus from the application of anaerobic digested, source separated organic household waste is approx. 0.35 kg phosphorus / ton household waste corresponding to approx. 650 tonnes phosphorus/year for Denmark (out of a total of approx. 1,050 tonnes of phosphorus in the total volume of organic household waste).

Economic Assessment

The socio-economic assessment includes costs of collection (bag consumption, capital for and maintenance of bins, collection and transport, and information), operation and capital costs for facilities for central sorting, anaerobic digestion and waste incineration, income from the sale of energy (equivalent to the avoided energy production from i.e. coal), dry materials and digestate/compost, environmental costs of national and international air emissions (valuation projected for 2020), as well as tax distortion loss from financing revenue effect. A green field project is applied including all costs of establishing a treatment plant. The investments are depreciated over a 8-25 years period depending on the type of installation.

¹⁹ Person reserve determines the amount of a given resource available globally for an average person and its descendants.

The socio-economic costs of the different scenarios depend on the selected collection systems and treatment technologies. A given amount of waste from a catchment area must be collected, and the costs are related to the amount collected as DKK. per ton waste collected.

In the private cost assessment, the cost impacts on households are calculated since all costs ultimately must be paid by the waste producers according to the Danish regulation (polluter pay principle). This means that all costs related to waste management (e.g. waste heat tax, additional tax, and subsidies for biogas) will be included. However, the private cost assessment can not be directly compared to the household waste management fee, which includes other and additional services than the management of waste fractions being included and analysed in this project.

Economic assessment - scenarios

Socio-economics

The socio-economic costs of the baseline scenario are higher than the costs of most of the other scenarios (see Figure D). This is primarily due to high collection costs for the 52 annual emptyings of residual waste bins in the baseline scenario.. This emptying frequency is typical for householders having no separate collection of source separated recyclable materials.²⁰ All of the other scenarios involve 26 annual emptyings of residual waste bins from single family household (for certain scenarios incl. source separated organic household waste) and in most cases additionally 13 annual emptyings of a bin for the dry recyclable waste fractions. Scenarios involving optical bag sorting equipment have a total of 26 annual emptyings of bins from single family households.

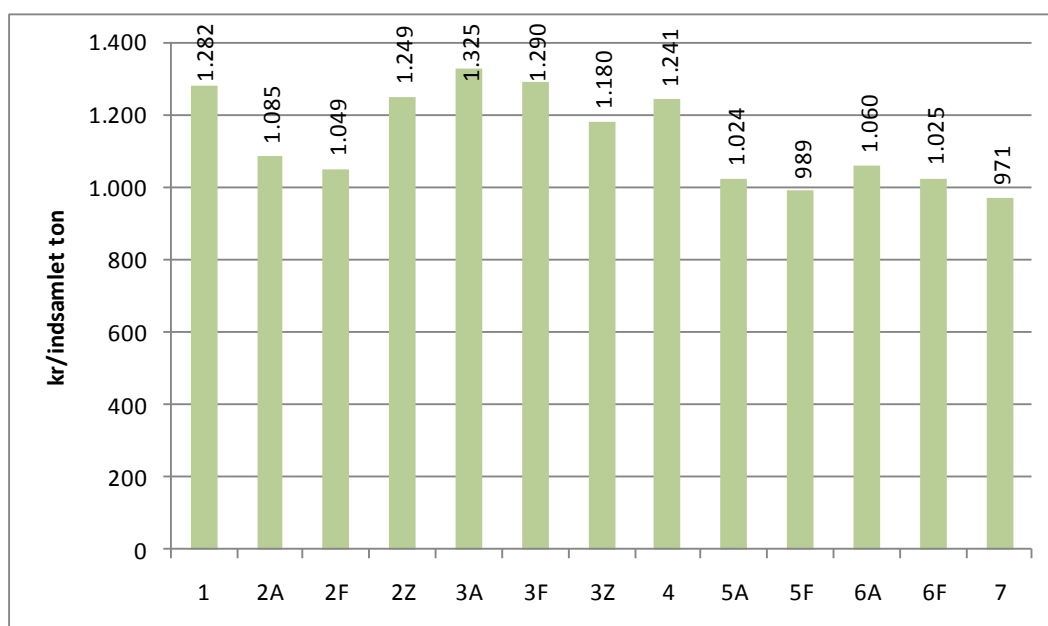


Figure D Socio-economic costs (kr./ton of household waste collected) for a mixed catchment area (F-scenarios, see footnote²¹).

²⁰ If a municipality has only 26 annual emptyings of a larger sized bin containing all the residual waste from a single family household (i.e. an economically more optimized collection system in the current situation), a corresponding baseline scenario would be about 300 kr. /ton of collected residual waste cheaper than the baseline scenario in this report, and thus be comparable to the costs connected to scenario 7. It should be noted that whether the baseline scenario have 26 or 52 annual emptyings, the scenario will not be able to meet the requirement of EU waste directive demanding minimum 50 % recycling of the household waste fractions: paper, metal, plastic and glass (under the given assumptions of household waste generation and collection efficiency).

²¹ The private cost assessment of the AD plants assumes that these plants pay 100 kr. /ton for the pre-treated source separated organic household waste pulp without impurities (equivalent to the socio-economic value of

Scenarios having increased recycling can in relation to socio-economic costs be divided into 2 groups. The socio-economically most advantageous group include Scenario 7 (the cheapest of all scenarios including also the baseline scenario) as well as scenarios 2A, 2F, 5 and 6. Scenarios, 2Z, 3A, 3F, 3Z, and 4 are - together with scenario 1(baseline scenario) - all more expensive.

The high cost of scenarios 3A, 3F and 4 are due to the application of 4-compartment bins in single family households for collection of many source-separated materials. By reducing the collection frequency further or by changing the 4-compartment bin to two 2-compartment bins, the costs may be reduced significantly to a level, which can be compared with the scenarios in the cheapest group and lower than the baseline scenario. For scenario 2Z and 3Z, the relatively high costs are associated to the optical bag sorting facility. This system opens for reduced collection cost from single family households but not from multi-storey households, and the cost of the mixed catchment area will thus overall be higher.²²

Scenarios 2A, 2F, 5, 6 and 7 have all lower costs than the other scenarios analyzed as the collection costs for single family households are optimized with 26 + 13 emptyings per year and with cheaper bins than the 4-compartment container. Furthermore, large-scale operation advantages are expected for the central sorting facility in scenarios 5, 6 and 7 with a capacity of waste corresponding to 1 million households (same as four catchment areas of each 250,000 households). Sensitivity analyzes show that the scenarios with centralised sorting still have economic costs at a lower level than the most expensive scenarios (incl. the baseline scenario) in case the sorting plant capacity was adapted to cover one catchment area only of 250,000 households.

In scenarios 1, 4 and 7, organic household waste is not source separated for subsequent treatment in an AD facility. Instead the organic fraction is incinerated. The waste handling systems in scenarios 4 and 7 are - except from source separation of organic waste - directly comparable with scenarios 3A-3F and scenarios 6A-6F. When comparing these scenarios the total economic scenario costs appear to be approx. 55-90 kr. /collected tonnes lower for incineration than for source separation and anaerobic digestion of the organic waste fraction.

The fiscal effect of the scenarios having increased recycling are limited to an annual loss of 0 - 10 million DKK. for one catchment area (250,000 households) compared to the baseline scenario. This is primarily due to the fact that taxation of waste incineration is related to both combustion of the waste and to energy production, and it is thus possible to achieve a high degree of fiscal equality with other means of electricity and heat production (e.g. power plants).. Recycling instead of energy utilization of household waste results in lower tax revenues from waste incineration plants, which to some extent are offset by tax revenue from the increase in other heat and power production installations (depending on assumptions concerning efficiency of the energy plants substituting energy production from incineration of household waste). Energy production from anaerobic digestion is not subject to taxation but receives financial support through PSO payments which are not counted as state fiscal effect. The magnitude of this is 4-5 million kr. for one catchment area (250,000 households).

the pulp with this pre-treatment). If manure-based AD facilities instead receive the pulp at for example kr. 0, the F scenarios should add about 20-25 kr. /ton collected household waste in total.

²² The economic assessment generally do not include other benefits, such as increased convenience, additional opportunities for improved collection efficiency, separation of several waste fractions or cheaper collection from multi-storey households.

Private costs

The impacts on private costs depend on how the financing and cost recovery is provided in the different scenarios. According to the current waste regulation, the households' payment (user charge) for collection and treatment of residual waste and separately collected waste fractions should reflect only the cost of each collection and treatment system, meaning that the total fee for each system only covers the municipal costs of this scheme. This includes all costs incurred for waste management, but it does not include any lost taxes from energy production systems. The private costs for the household are thus the private costs for the collection and treatment/sorting plus incineration taxes, subsidies for biogas production derived from waste treatment, as well as 25% VAT on the full cost of the entire scenario (the private costs incl. tax is thus difficult to compare with the socio-economic costs).

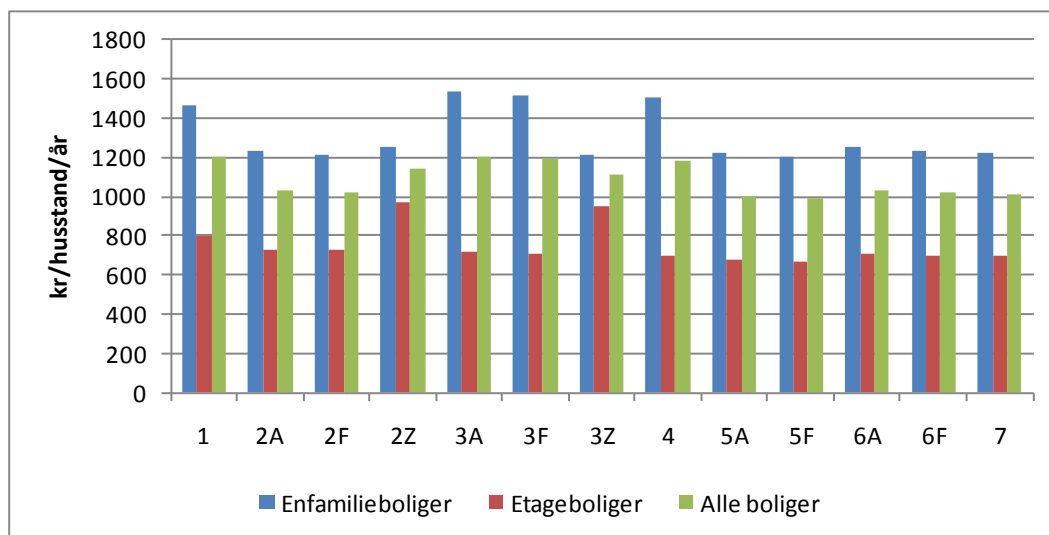


Figure E Private costs for households (DKK / year per household) for the different scenarios (costs cannot be compared with household waste user charges, which include more services than analyzed in this report)

Figure E shows the total costs per household per year in each analysed scenario. For multi-storey households, scenario costs are in the range of 660 to 970 kr. /household, while the corresponding range for single family households is 1,200 to 1,530 kr. /household. Involving only the mixed catchment area only the scenario costs having increased recycling are up to 209 DKK. cheaper per household per year compared to the baseline scenario.

The private costs assessment shows that the baseline scenario is more expensive than most other scenarios. Scenarios 3A, 3F and 4 having 4-compartment bins for single family households, however, are more expensive than the baseline scenario for single family households. This is reflected in the costs for the mixed catchment area.²³

For single family households the scenarios 2, 5, 6 and 7 are - with respect to private costs - comparable respectively cheaper than the baseline scenario. This also applies to the mixed catchment (scenario 2Z with optical bag sorting is however more expensive for multi-storey households than the baseline scenario, but not more expensive for the mixed catchment area) .

²³ Socio-economic sensitivity analyzes of the collection part of scenarios 3 and 4 shows that further optimization of collection schemes with modified bins and emptying frequency can provide savings that make these scenarios cheaper than the baseline scenario.

The conclusion which can be drawn is, that it is possible to achieve a significantly higher recycling of various waste fractions from household waste compared to the current situation in many Danish Municipalities without increasing the costs (e.g. scenarios 5, 6 and 7 compared to the baseline scenario). Source separation of organic household waste with subsequent anaerobic digestion and use for agricultural purposes can be compared to incineration of the same waste fraction by comparing scenarios 6 and 7. Scenarios having anaerobic digestion are with respect to private costs overall comparable to incineration as the difference of 9-23 kr. /household - mixed catchment with both type of households (equivalent to 1-2%) is well within the uncertainty of data.

Economic evaluation based on selected themes

Collection

Collection costs including bin purchase and collection constitute by far the largest share of the total scenario costs. Collection of many source separated materials (e.g. in 4-compartment bins) is with the assumptions applied somewhat more expensive than collection of source segregated materials with subsequent central sorting. This is mainly due to the market value of the recyclable materials, which is significantly higher for fine sorted materials from a central sorting facility than for source separated single fractions which are not separated into single polymer types and specific metals.

Other assumptions concerning e.g. choice of bin (e.g. two 2-compartment bin instead of one 4-compartment bin and lower collection frequency) can significantly reduce the collection costs. Sensitivity analyzes show however that these cost reductions, , are not quite sufficient to make scenarios with source separation as attractive as scenarios with source segregation and subsequent central sorting. However, source separation of many materials at single family households might be an acceptable solution provided that specific conditions in a given waste catchment area can justify this (including alternative and optimized choice of bins and collection frequency), or if no central sorting facility is available for treatment of the source segregated materials.

Treatment

The economic costs of anaerobic digestion depend on both the cost of the AD plant and of the alternative treatment which in this case is a waste incineration plant. The calculated costs of waste incineration depend on a large number of technical factors (e.g. water content of the waste, flue gas emission and energy utilisation) and are expected to vary from plant to plant.

A key assumption in the socio-economic calculations is that the capacity of the waste sorting plants in scenarios 5, 6 and 7 correspond to the waste generated from 1 million households (this corresponds to 4 catchment areas). For the scenarios with the Aikan biogastechnology, the amount of organic waste corresponds to waste from 1/2 million households (being 2 catchment areas). If the treatment capacity for these plants instead is designed for a mixed catchment area with 250,000 households, this will result in increased total scenario cost of approx. 43 DKK. /ton of waste collected for scenarios with central sorting of both source segregated materials and dry residual waste. This increase will be approx. 33 DKK. /ton of waste collected in case central sorting of the source segregated materials alone was carried out. In addition, all scenarios with Aikan plants have additional costs of approx. 25 DKK. /ton of waste collected in case of having the reduced treatment capacity (250,000 households only).

These relatively small, additional socio-economic costs of the entire scenario conceals significant private costs differences for the individual treatment plants.. The savings having large-scale sorting plants for source segregated materials and dry residue are 88 DKK. /ton input at plant (total savings of 4 catchment areas is approx. 28 million DKK. /year). Saving associated with large-scale sorting facilities for source segregated materials only is approx. 632 DKK. /ton input at plant (total saving for 4 catchment areas is approx. 25 million DKK. /year). Saving in large-scale Aikant facility is approx. 65 DKK. /ton input of organic waste (total savings of 2 catchment areas are approx. 5 million DKK. /year). Increased transport to large-scale facilities is not included in the above unit costs and is therefore not included in the private costs or socio-economic performance.

Sale of recyclable materials and energy

Changed market prices for separately collected waste fractions for recycling and the energy produced influence the results significantly. This counts especially for the scenarios having the highest recycling rate and highest waste incineration respectively (though less for scenarios 3 and 4 having source separation without central fine sorting, as market prices for mixed plastics and mixed metal are significantly lower than market prices for fine sorted plastic and fine sorted metal). A doubling of market prices thus reduces the socio-economic costs by approximately 30% for the scenarios 5 and 7, but only about 10% for the baseline scenario. However, the ranking of the scenarios is not changed.

Overall Assessment

Recycling rates

Scenarios having no source separation of organic waste have less than 30 % recycling, while scenarios having source separation of organic waste and central sorting of both source segregated materials and dry residual achieve the highest recycling rates of at least 55% (measured as a percentage of the total amount of household waste being incinerated and the separately collected fractions being recycled).

Environmental Assessment

No specific scenario can be considered the best with respect to all the analysed environmental impact categories, and in general, the differences in environmental impact are small given the conditions for the assessment.

With regard to the greenhouse effect, the baseline scenario provides the least environmental saving, while scenarios having high material recycling rates provide more environmental savings (approx. 19 % better compared to the baseline scenario). This is primarily due to recycling of paper, which in terms of weight represents a large proportion of the household waste.

Source separation and anaerobic digestion of organic waste through manure-based AD facilities do not result in any significant environmental savings in terms of greenhouse effect compared to incineration of this fraction. Considering the environmental impact category "nutrient enrichment", incineration is slightly better. Calculations show that the use of agricultural compost/digestate from anaerobic treatment of source separated organic waste from the entire Denmark would result in recirculation of approx. 650 tonnes of phosphorus annually.

Socio-economics

It is possible to increase recycling rates significantly without increasing the private costs or socio-economic costs. This however requires a coordinated approach for handling all fractions of household waste where focus is put on synergies having an integrated collection and treatment/sorting solution and at the same time optimizing the collection schemes. The conclusion will be strengthened by expected economies of scale benefits, which are achieved in scenarios 5A-F. These scenarios also result in higher recycling rates than scenarios 2A-F having no central sorting.

Scenarios having recycling of source separated organic household waste can result in higher socio-economic costs of approx. 55-90 kr./ton of collected household waste. This is conditioned that the capacity of the incineration plant can be fully utilised. However, most of the scenarios having source separation of organic waste do not result in increased socio-economic costs compared to the baseline scenario.

Central sorting of source segregated materials in large-scale facilities results in the largest socio-economic savings compared to the baseline scenario. This is due to collection costs can be kept at a low level as well as the fact that the high market prices of fine sorted materials can pay for the extra cost of central sorting.

Optical bag sorting can be socio-economically favourable for single family households as this enables savings in collection costs even with ambitious recycling targets. However, for multi-storey households the bag sorting system does not result in savings in collection costs.

Source separation and segregation in separate bins is socio-economically overall equal for typical multi-storey households (where space allows for source separation/segregation in kitchens and backyards), as the additional cost of separate collection is very small for multi-storey households. For single family households, source segregation of dry materials is significantly cheaper than source separation which requires more bins and more expensive bins and/or more emptyings or more expensive costs per emptying.

Private costs

Increased recycling of dry materials results in decreased tax proceeds from "waste generated heat tax" which, however, is offset by higher tax proceeds from the CHP plants that substitutes the missing heat from the waste incineration plants. The total fiscal effect loss is estimated to approx. 10 million. kr. /year for the catchment area. It however depends on the actual waste incinerators and power plants in operation.

AD plants are exempted from tax on waste generated heat and thus the source separation and anaerobic digestion of organic household waste will result in a proceeds/provenue-loss estimated to approx. 4 million kr. /year for the catchment area. The tax exemption results in almost same private costs for anaerobic digestion and waste incineration (assuming full competition on the reception and digestion of organic household waste). The subsidies for AD plants are financed through the PSO schemes. The grant provided for scenarios having source separation of organic waste is calculated to approx. 4.5 million kr. /year for a catchment area.

Highly efficient systems for recycling of materials from household waste can be implemented without additional costs compared to the typical current situation in many municipalities. Scenarios 5, 6 and 7 with central sorting are the cheapest solutions and almost economically equal no matter the organic fraction is anaerobically digested or incinerated.

The findings of this report will form part in the preparation of the Danish national waste management planning. At the same time the report will act as an "inspirational catalogue" when preparing the municipal waste management plans. It is important to note that the performed scenario assessments - involving the described pre-conditions and the conclusions drawn - cover only the parameters Recycling rates achieved, Environmental impacts, Socio-economics/Private costs. The results of the analysis can to some extent be transferred to existing local conditions.

However, a precise analysis of a specific catchment area should be based on the actual geography, waste composition, heat supply, inter municipal cooperation opportunities, housing structure, service to the citizens, and requests/targets for resource savings, etc.

The assessment and conclusions of this report do not include the following aspects, all of which may be important for specific choice of solutions: Adaption and synergy of waste solutions with for example the energy sector or the agricultural sector, The different applications of the energy forms and flexible energy system, or Resource Scarcity as a specific priority, Service to the citizens, Technical flexibility of selected technologies/equipment for collection and processing, Ability to use existing treatment plants in operation, System flexibility with e.g. a step-wise expansion, effective economical realisation of economies of scale,.

The report must be read and the conclusions interpreted based on these boundary conditions and assumptions.

1. Indledning

1.1. Baggrund

I Danmark bortskaffes hovedparten af dagrenovationen i dag på affaldsforbrændingsanlæg, hvorved der produceres elektricitet og varme. Der er imidlertid et stort potentiale for at øge genanvendelsen af materialeressourcerne i dagrenovationen, da dagrenovationen bl.a. indeholder organisk affald samt materialeressourcerne papir, pap, metal og plast.

Affaldshierarkiet tager da også udgangspunkt i, at genanvendelse har forrang for nyttiggørelse, hvor energien i affaldet udnyttes ved f.eks. forbrænding. Tilsvarende har materiale- og energinyttiggørelse forrang over ”kun” energinyttiggørelse. Med principperne i affaldshierarkiet følger derfor også, at hvis affaldsforbrænding skal anvendes i Danmark i samme omfang fremover, skal denne løsning dokumenteres som værende bedre ud fra livscyklusbetragtninger baseret på aktuelle analyser af miljømæssige konsekvenser af valg mellem behandlingsformer for de affaldstyper, der udgør væsentlige dele af dagrenovationen²⁴.

En national satsning på øget genanvendelse og materialenyttiggørelse er i overensstemmelse med grundelementerne i den danske affaldspolitik, der bl.a. fokuserer på at forebygge miljøpåvirkninger og tab af ressourcer, hvis livscyklusvurderinger viser, at det er miljømæssigt ligeværdigt eller en fordel, og dette i øvrigt står mål med de samfundsmæssige omkostninger, der måtte følge med. Dertil kommer et politisk ønske om at understøtte en udvikling af danske teknologier med arbejdsplads- og eksportpotentiale, samt sikre fremtidige energi- og materialeressourcer til fastholdelse af dansk produktion og velfærd.

En national satsning er også i overensstemmelse med linjerne i den europæiske politik på området. Således er der i affaldsdirektivet opstillet mål for genanvendelse af husholdningsaffald, som dagrenovation er en stor del af, ligesom der i emballagedirektivet er opstillet mål for genanvendelse af emballageaffald, som bl.a. findes i dagrenovation. Der er desuden overvejelser i gang om at opstille EU-mål for genanvendelse af bioaffald, som også omfatter det organiske affald i dagrenovation²⁵. Endelig arbejdes der i forskellige EU-strategier og -tiltag med at understøtte genanvendelse af materialeressourcerne i affald²⁶.

Miljøstyrelsen gennemførte i 2003 en samfundsøkonomisk analyse af øget genanvendelse af organisk dagrenovation. Analysens konklusion var dengang, at det ikke samfundsøkonomisk kunne betale sig at genanvende organisk dagrenovation i forhold til at forbrænde det. Siden 2003 har man i forskellige sammenhænge arbejdet med at optimere indsamling og sortering af en række fraktioner af dagrenovationen og forbehandling af den organiske dagrenovation. Nye opgørelser baseret på erfaringstal fra en række kommuner, revurdering af indsamlingseffektivitet samt større oplande giver derfor anledning til at revurdere både de miljømæssige og samfundsøkonomiske konsekvenser ved øget genanvendelse af dagrenovation.

²⁴ Miljøbeskyttelsesloven, § 6.

²⁵ Bioaffald: Bionedbrydeligt have-park-affald, mad- og køkkenaffald fra husholdninger, restauranter, cateringfirmaer og detailforretninger samt lignende affald fra fødevarerforarbejdningsvirksomheder (jf. Bekendtgørelse om affald nr. 1415 fra 2011).

²⁶ Her kan bl.a. nævnes ”Flagskibsinitiativet Et Ressourceeffektivt Europa” under Europa 2020-strategien fra 2011 og den tilknyttede ”Køreplan til et ressourceeffektivt Europa”, ”Temastrategi for affaldsforebyggelse og genanvendelse” fra 2005, Kommissionens ’Handlingsplan for bæredygtigt forbrug, bæredygtig produktion og en bæredygtig industripolitik’ fra 2008 og kommissionens meddelelse om ’Råstofinitiativet – opfyldelse af vores kritiske behov for vækst og arbejdspladser i Europa’ fra 2008.

1.2. Formål

Det overordnede formål med projektet er at belyse miljømæssige og samfundsøkonomiske forhold for at øge genanvendelse/materialenyttiggørelsen for de affaldsfraktioner i den del af dagrenovation, som i dag forbrændes.

For at kunne vurdere dette, skal det i projektet afklares, om en række skitserede indsamlingsordninger og behandlingsteknologier kan øge genanvendelse af forskellige fraktioner i dansk dagrenovation på en samfundsøkonomisk effektiv måde.

Projektet skal derfor opgøre miljøkonsekvenserne og de samlede samfundsøkonomiske konsekvenser for en række forskellige scenarier for øget genanvendelse af dagrenovation. Miljøkonsekvenserne skal opgøres på basis af en livscyklusvurdering (LCA), mens de samfundsøkonomiske konsekvenser skal opgøres ud fra budget- og velfærdsøkonomiske vurderinger. Miljøkonsekvenserne er jf. udbudsmaterialet defineret ud fra en international afgrænsning.²⁷

Som supplerende resultat vil projektet give indsigt i, hvordan yderligere implementering af kendte indsamlingsordninger og behandlingsteknologier kan være med til at understøtte intentionerne i de europæiske strategier og planer om fokus på øget materialegenanvendelse.

1.3. Reviewproces

Miljøstyrelsen har ønsket en relativt omfattende reviewproces af projektet. Den gennemførte reviewproces bestod af 4 trin fordelt over hele projektforløbet og var opdelt i hhv. LCA og samfundsøkonomi.

Trin 1 indeholdt en gennemgang af formål og afgrænsning, herunder valg af databaser og beskrivelse af scenarier.

Trin 2 blev gennemført i forbindelse med afslutning af dataindsamling, herunder valg af følsomhedsanalyser.

Trin 3 indeholdt en gennemgang af 1. udkast til rapport, mens trin 4 var en gennemgang af den endelige rapport efter tilretning af rapporten ud fra af review kommentarerne i trin 3.

Ved hvert trin i reviewprocessen fremsendte projektgruppen materiale til reviewer, der herefter returnerede kommentarer til Miljøstyrelsen og projektgruppen. Projektgruppen svarede på review med et kort notat, der blev drøftet med Miljøstyrelsen. De punkter, som der var enighed om at rette til efter reviewers anvisning, blev tilrettet undervejs i projektet. Review 4 er vedlagt som bilag til rapporten (Bilag 13 og 14 for hhv. samfundsøkonomi og LCA), således at reviewers holdning til det færdige produkt (og projektgruppen/Miljøstyrelsens eventuelle replikker til dette) klart fremgår.

Review af LCA delen af projektet er foretaget af Anders Chr. Schmidt og Nanja Hedal Kløverpris fra Force Technology, mens review af den samfundsøkonomiske del af projektet er foretaget af Flemming Møller, Institut for Miljøvidenskab (Systemanalyse), Aarhus Universitet.

²⁷ Dette giver anledning til en uoverensstemmelse med gængs praksis for velfærdsøkonomiske analyser, hvor der kun tages hensyn til nationale effekter. Anlæg beliggende i Danmark er værdisat ved hjælp af et omkostningsestimat, mens værdien af genanvendelse af indsamlede og sorterede materialer er fastsat ud fra indsamlede markedspriser. Den internationale afgrænsning af miljøeffekter er således ikke fuldstændigt kompatibel med den nationale afgrænsning af velfærdsøkonomiske effekter.

2. Systembeskrivelse

De modellerede systemer starter ved affaldsgenereringen i husholdningerne, dvs. at miljøpåvirkninger fra produktionssystemet (produktion af varer mm) ikke indgår. Derefter sker indsamling, transport og bearbejdning af affaldet. Slutdeponering af eventuelle restprodukter fra behandlingen samt affaldssystemets udveksling af materialer og energi med det omliggende produktionssystem er ligeledes en del af systemet.²⁸

Energi- og ressourceforbrug til at drive samtlige behandlingsteknologier er inkluderet, og det samme er emissioner fra teknologierne. Indsamling og transport er ligeledes inkluderet, både fra indsamlingssteder til behandlingsanlæg, og for restprodukter videre transport til diverse genvindingsanlæg. Desuden er transport inkluderet i en række af de eksterne processer, dvs. processer som leverer materialer eller energi til affaldssystemet, men som ikke udgør en egentlig del af affaldssystemet.

Opførelse af anlæg er medtaget i økonomivurderingen, men ikke i miljøvurderingen, idet disse parametre vurderes at være mindre væsentlige for LCA'ens resultater mht. forskelle mellem de opstillede scenarier. Behandling af restprodukter fra affaldsforbrænding er inkluderet i miljøvurderingen. Røggasrensingsprodukter bliver deponeret og slaggen benyttes i de fleste tilfælde til vejbygning.

De modellerede systemer baseres som udgangspunkt på Miljøstyrelsens notat "Idékatalog til øget genanvendelse af dagrenovation - sortering i to eller flere fraktioner" (2010), idet datagrundlaget er tilpasset i forhold til nye data mv. Med Idékataloget følger en række scenarier for øget genanvendelse af dagrenovation, der danner grundlag for scenarieopbygningen i dette projekt. De valgte scenarier repræsenterer således et basisscenarie samt en række scenarier med øget genanvendelse af papir, pap, plast, metal og organisk affald.

Scenarie 1 afspejler den situation, som vurderes lige netop at kunne opfylde den danske affaldslovgivnings krav (pr januar 2012) med hensyn til genanvendelse, men scenariet må formodes ikke at kunne opfylde genanvendelseskravene for 2020 i EU's affaldsdirektiv. De øvrige scenarier er konstrueret med henblik på at øge genanvendelse af papir/pap/plast/metal/organisk affald i dagrenovation ved anvendelse af forskellige systemer. Et af formålene med analyserne er således også at afdække de miljømæssige og samfundsøkonomiske konsekvenser af Danmarks forpligtigelser i henhold til EU's genanvendelseskrav.

Således belyser scenarierne 2-4 forskellige grader af øget kildesortering af en eller flere af de nævnte genanvendelige fraktioner indsamlet separat, mens scenarierne 5-7 belyser øget kildeopdeling (indsamling af flere genanvendelige og kildesorterede materialer blandet sammen med efterfølgende central sortering) af pap, plast og metal samtidig med øget kildesortering af papir og organisk affald. Ved udsortering af organisk dagrenovation indgår behandling på både Aikani-biogasteknologi og gyllebaserede biogasfælesanlæg. Som et alternativ til kildesortering i flerrumsbeholdere regnes på brug af central optisk posesortering efter kildesortering i forskellige farvede poser placeret i én beholder. Genanvendelse af glas er i alle scenarier baseret på udstrakt anvendelse af kubeordninger. Denne løsning er valgt fordi en kubeordning er cost-effektiv med en samtidig høj indsamlingseffektivitet.

²⁸ Undtaget herfra er den velfærdsøkonomiske vurdering af værdien af indsamlede og sorterede materialer, som er værdisat ved hjælp af prisestimer frem for en vurdering af omkostningen ved oparbejdning af materialerne til en kvalitet der er sammenlignelig med virgine materialer.

Nedenstående tabel viser en oversigt over de scenarier, der indgår i vurderingen.

TABEL 1
OVERBLIK OVER 7 SCENARIER, INKLUSIV VARIANTER (BIOGASANLÆG OG POSESORTERING)

Projektets scenarie nr.	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z
Beskrivelse	Basis	Kildesortering, få			Kildesortering, mange		
		2 spande AIKAN	2 spande Biogasf.	Posesor t. AIKAN	4-kammer AIKAN	4-kammer, Biogasf.	Posesort. AIKAN
Henteordninger	Kun rest	3 delt			6 delt		
Kildesorterede fraktioner i beholdere ved husstande	Ingen	Papir Organisk			Papir Pap Plast Metal Organisk		
Kubeordninger	Glas og papir	Glas			Glas		
Central sortering							
Kildeopdelte fraktioner	-	-			-		
Tør rest	-	-			-		
Solgte materialer							
Kildesorteret		X			X		
Finsorteret		-			-		
Forbrænding							
Tør rest	X	X			X		
Våd rest	X	-			-		
Projektets scenarie nr.	4	5A	5F	6A	6F	7	
Beskrivelse	Kildesort., mange, 4-kammer	Central sortering af materialer og tør rest		Central sortering af materialer			
		AIKAN	Biogasf.	AIKAN	Biogasf.	Ej bio.beh.	
Henteordninger	5 delt	Kildeopdelt og -sorteret					
Kildesorterede fraktioner i beholdere ved Husstande	Papir Pap Plast Metal	Papir Organisk		Papir Organisk		Papir	
Kildeopdelte fraktioner i beholdere ved Husstande		Pap Plast Metal		Pap Plast Metal		Pap Plast Metal	
Kubeordninger	Glas	Glas		Glas		Glas	
Central sortering							
Kildeopdelte fraktioner	-	X		X		X	
Tør rest	-	X		-		-	
Solgte materialer							
Kildesorteret	X						
Finsorteret	-	X		X		X	
Forbrænding							
Tør rest	X	Sorteret rest		X		X	
Våd rest	X	-		-		X	

2.1. Affaldsmængder og sammensætning

Der tages udgangspunkt i den affaldssammensætning, som er beskrevet i Tabel 2 og uddybet i Bilag 2. Affaldets sammensætning varierer i forhold til boligtype, dvs. at både mængden og andelen af de forskellige fraktioner er forskellig alt efter om der er tale om enfamilieboliger eller etageboliger. Der regnes som udgangspunkt med et opland på 250.000 boliger, heraf 150.000 enfamilieboliger og 100.000 etageboliger, men beregningerne foretages ligeledes for hhv. 250.000 enfamilieboliger og 250.000 etageboliger. Dette svarer til et indbyggerantal på mellem 500 - 550.000, eller 1/10 del af den samlede befolkning i Danmark

Nedenstående tabel viser affaldsmængder og sammensætning for de to boligtyper for kombinationen af 150.000 enfamilieboliger og 100.000 etageboliger.

TABEL 2
ÅRLIGE AFFALDSMÆNGDER OG OVERORDNET SAMMENSÆTNING FOR 250.000 HUSSTANDE,
BESTÅENDE AF 150.000 ENFAMILIEBOLIGER OG 100.000 ETAGEBOLIGER.

	Papir	Pap	Plast	Metal	Glas	Biologisk	Rest	I alt
Enfamilie (kg/hush)	162	25	38	19	38	302	135	720
Etage (kg/hush)	161	28	33	16	33	218	122	611
150.000 Enfamilie (ton)	24.320	3.783	5.684	2.896	5.638	45.373	20.234	107.928
100.000 Etage (ton)	16.122	2.751	3.306	1.562	3.308	21.807	12.244	61.100
Alle (ton/år)	40.442	6.534	8.990	4.458	8.946	67.180	32.478	169.028

Data er baseret på husstandsstørrelser med samme gennemsnitlige indbyggerantal i hhv. enfamilieboliger (2,45 personer/husstand) og etageboliger (1,9 personer pr husstand) som på landsplan (jf. Danmarks Statistik). Affaldssammensætningen er nærmere beskrevet i Bilag 2.

Til miljøvurderingen opdeles affaldet i de 48 fraktioner, som indgår i EASEWASTE (Kirkeby et al, 2006).

2.2. Indsamlingsordninger

Indsamlingsordningerne i de respektive scenarier er beskrevet i Bilag 4. Indsamlingsordningerne vil være forskellige for enfamilieboliger og etageboliger, og nedenstående beskrivelse er derfor opdelt efter disse to boligtyper.

2.2.1. Indsamlingseffektiviteter

Tabel 3 viser indsamlingseffektiviteterne for hhv. enfamilie og etageboliger i de opstillede scenarier.

Indsamlingseffektiviteten er et udtryk for hvor stor en andel af den respektive affaldsfraktion, der antages indsamlet til genanvendelse. Tabellen viser, at der udsorteres væsentligt større mængder genanvendelige materialer ved husstandsindsamling (henteordningerne i scenarie 2-7) end ved ordninger baseret på kuber og genbrugsstationer (bringeordninger i scenarie 1) og at der generelt kan forventes lavere udsortering fra etageboliger end fra enfamilieboliger.

De angivne indsamlingseffektiviteter er baserede på konkrete danske undersøgelser for papir, plast, metal, glas og organisk affald suppleret med vurderinger af tilsvarende effektiviteter for genanvendelige materialer fra udenlandske affaldssystemer. Baggrunden for fastsættelse af indsamlingseffektiviteter er beskrevet i Bilag 3.

TABEL 3
ANVENDTE INDSAMLINGSEFFEKTIVITETER (JF. TABEL 9 OG 10. I BILAGSRAPPORTENS BILAG 3).

	Glas	Papir	Papir	Pap/ karton	Plast, emb.	Plast, andet	Metal, emb.	Metal, andet	Org.
	Kuber (bringeordning)		Beholder ved husstandene (henteordning)						
Enfamilieboliger	72 %	58 %	90 %	60 %	45 %	30 %	60 %	50 %	75 %
Etageboliger	72 %	52 %	70 %	50 %	25 %	15 %	50 %	40 %	50 %

Indsamlingseffektiviteten angiver, hvor stor en andel af potentialet i dagrenovationen (inkl. kildesorterede genanvendelige materialer) der indsamles i den givne ordning. Hvor intet andet er angivet, gælder indsamlingseffektiviteten husstandsindsamling (kildesortering, kildeopdeling og posesortering).

2.2.2. Beholdere til indsamling

Valget af beholdere skal afspejle en omkostningseffektiv imødekommelse af indsamlingssystemets behov.

For enfamilieboliger arbejdes i scenarierne med forskellige kombinationer af 1, 2 og 4-kammerbeholdere. Disse beholdere kan have forskellig størrelse og tømningssfrekvens, der skal tilpasses de enkelte fraktioner. For etageboliger er indsamlingsmateriellet 660 og 400 liter minicontainere. Glas indsamles i alle scenarier for begge boligtyper i kuber.

Tabel 4 giver en oversigt over valget af beholdere i de forskellige scenarier.

TABEL 4
VALG AF BEHOLDERE I SCENARIERNE

	Enfamiliehuse			Etageboliger			
	Papir	Materialer	Rest / org.	Papir	Materialer	Bio	Rest
Scenario 1	Kube		140L 1rum	Kube			660L
Scenario 2 A+F Scenario 3 A+F	140L 1 rum		240L 2rum	660L		400L	660L
Scenario 4	370L 4rum		240L 2rum	660L	660L*	400L	660L
	370L 4rum		240L 1 rum	660L	660L*		660L
Scenario 5 A+F	240L 2rum		240L 2rum	660L	660L	400L	660L
Scenario 6 A+F	240L 2rum		240L 2rum	660L	660L	400L	660L
Scenario 7	240L 2rum		240L 1rum	660L	660L		660L
Scenario 2Z	240L 1rum			660L 1rum			
Scenario 3Z	240L 1rum			660L 1rum			

*) metal dog 400L

Enfamiliehuse

I basisscenariet tages udgangspunkt i en 140 liter beholder med ugetømning, da dette er et meget almindeligt udgangspunkt i danske kommuner i dag. Andre ordninger med andet materiel og evt. også tømningssfrekvens forefindes. Denne indsamling ændres i alle andre scenarier til 14-dages tømning af en 240 liters beholder (to-delt ved separat indsamling af organisk dagrenovation). Dette kan gøres fordi de der i tillæg til indsamling af organisk fraktion og restaffald også indføres ordning for indsamling af genanvendelige materialer som beskrevet nedenfor.

"Materialer" inkluderer i scenarierne pap/karton, plast og metal. I Scenarie 3A, 3F og 4 indsamles disse i hvert sit rum i en 370 liter 4-kammer beholder, hvor papiret er i det 4. rum.

I scenarie 5A, 5F, 6A, 6F og 7 indsamles genanvendelige materialer i en todelt 240 liter beholder med papir i det ene rum og pap/karton, plast og metal i det andet.

Det antages, at indsamling til optisk posesortering er baseret på en 240 liter beholder med 14 dages tømning.

Etageboliger

For etageboliger anvendes 660 liters minicontainere til de fleste fraktioner. Dog anvendes 400 liters minicontainere til organisk dagrenovation og metal.

Tømningsomkostningerne udgør den største del af indsamlingsomkostningerne, og derfor er det omkostningseffektivt at have så få tømninger som overhovedet muligt. Det er således for enfamiliehuse søgt at optimere beholderstørrelsen i forhold til 14-dages tømning for rest og organisk, mens der som udgangspunkt tømmes hver 4. uge for materialer (hvilket er den for øjeblikket mest anvendte hyppighed for materialebeholdere).

For etageboliger optimeres indsamlingen ved at justere på antallet af familier per beholder, sådan at tømningsvolumenet bliver så ens som muligt på tværs af scenarierne. De valgte tømningsfrekvenser fremgår af Tabel 5. I forhold til organisk affald kan det overvejes at indføre ekstratømninger i sommermånederne for at undgå lugtgener.

TABEL 5
TØMNINGSFREKVENSER (ANTAL/ÅR).

	Enfamiliehuse				Etageboliger			
	Papir	Materialer	Org	Rest	Papir	Materialer	Org	Rest
Scenario 1				52				52
Scenario 2 A+F	13		26	26	26		52	52
Scenario 3 A+F	13	13	26	26	26	52	52	52
Scenario 4	13	13		26	26	52		52
Scenario 5 A+F	13	13	26	26	26	26	52	52
Scenario 6 A+F	13	13	26	26	26	26	52	52
Scenario 7	13	13		26	26	26		52
Scenario 2Z		26				52		
Scenario 3Z		26				52		

Note: Glaskuber er ikke vist, men her tømmes hver uge i alle scenarier.

For kubeordninger og etageboliger er det mest omkostningseffektivt at fylde beholderne så meget op som muligt (med forbehold for at der skal være ekstra plads nok til at undgå lejlighedsvis overfyldning). Der er en naturlig sammenhæng mellem tømningsfrekvenser og deling af beholdere, idet en halvering af tømningsfrekvensen alt andet lige vil give anledning til en halvering af antallet af husstande som kan dele beholderen. Antagelserne om beholderdeling fremgår af nedenstående tabel.

TABEL 6
DELING AF BEHOLDERE (HUSSTANDE/BEHOLDER).

Deling af beholdere husstande/beholder	Enfamiliehuse				Etageboliger			
	Papir	Materialer	Biologisk	Rest	Papir	Materialer	Biologisk	Rest
Scenario 1				1				7
Scenario 2A+F	1		1	1	15		8	8
Scenario 3A+F	1	1	1	1	15	43	9	9
Scenario 4	1	1		1	15	43		8
Scenario 5A+F	1	1	1	1	15	22	9	9
Scenario 6A+F	1	1	1	1	15	22	9	9
Scenario 7	1	1		1	15	22		8
Scenario 2Z	1	1	1	1	6	6	6	6
Scenario 3Z	1	1	1	1	6	6	6	6

Note: Glaskuber er ikke vist, men her deles 200 husholdninger om hver kube på 2000 liter i alle scenarier

De valgte antagelser omkring tømningsskema og deling af beholdere giver, sammen med antagelserne om husstandenes affaldsgenerering anledning til en beregning af tømningsskemaet for de enkelte beholdere i hvert enkelt scenario. For at behandle scenarierne lige, bør beholderne have omtrent samme fyldningsgrad på tværs af scenarierne. Hvis enkeltscenarier havde en større fyldningsgrad end andre, ville dette scenario blive økonomisk mere fordelagtigt end de andre, siden indsamlingsomkostningerne udgør en meget væsentlig del af de samlede omkostninger.

2.2.3. Poseforbrug

Forbruget af plastposer varierer mellem scenarierne. Det skyldes at kildesortering (uden optisk sortering) og kildeopdeling af materialer er forudsat at ske uden brug af (plast-) poser (herved undgås behov for poseoprøver på sorteringsanlæg). Hvis materialerne ikke udsorteres fylder deres volumen i restposen, og der vil derfor være et større forbrug af restposer i scenarier uden kildesortering sortering af materialer. Skønnet poseforbrug fremgår af Tabel 7.

TABEL 7
SKØNNET POSEFORBRUG PER SCENARIO.

	Antal poser/uge/husstand					Plast kg/år	Omkostning Kr./ton
	Papir	Materialer	Bio	Rest	I alt		
Scenario 1	0	0	0	7	7	3,6	162
Scenario 2A, 2F, 3A, 3F, 4, 5A, 5F, 6A, 6F, 7	0	0	2	3	5	2,6	115
Scenario 2Z	2	0	2	4	8	6,2	185
Scenario 3Z	2	1	2	3	8	6,2	185

Scenarierne med posesortering hvor alt affald skal pakkes i poser har skønsmæssigt ansat 8 poser/uge,. Scenario 1 har en pose mindre, som afspejler den del af papiret som bringes til kuber. De øvrige scenarier har 5 poser, idet udsortering af yderligere papir og materialer antages at frigøre 2 poser per uge. Det er forudsat at poser koster 30 øre/stk. og vejer 10 gram/stk. Poser til posesortering er 50 % tykkere og vejer derfor 15 g/stk., men er antaget at have samme pris.

2.3. Transport

Som udgangspunkt anvendes tre lastbiltyper i vurderingen. En komprimatorvogn til indsamling af affaldet ved husstandene, en lastbil med grab til tømning af kuber, og en lastbil til lange transporter. Omkostningerne til komprimatorvognen (uanset antal rum i vognen) samt grabvognen er sat til 0 kr., da denne del af indsamlingsomkostningerne regnes under tømningsskemaet (jf. Tabel 8). Scenarierne er forudsat at foregå i 2020, og derfor er det antaget, at lastbilerne alle opfylder EURO VI normerne for udledninger fra dieselmotorer.

TABEL 8
ØKONOMI FOR LASTBILTYPER.

	Norm	km/l	Kr./km	Kr./time
Komp.vogn	EURO VI	3,48	0*	0*
Grab vogn	EURO VI	3,48	0*	0*
Lastbil	EURO VI	3,48	2,65	353

Kilde: Alternative Drivmidler version 2.0, Energistyrelsen (2012) og Transportøkonomiske Enhedspriser, juli 2010, DTU Transport (2010)

*: indgår i tømningsspriserne

Transportomkostninger og -udledninger per ton affald for de forskellige transportstrækninger for affaldet bestemmes af lastbilens omkostninger og emissioner per kilometer, læsstørrelsen og afstanden. Ved tømning indgår en nærtransport på 10-15 km som i praksis er indregnet i tømningssprisen. Ved fjerntransport indgår en tidsafhængig omkostningskomponent som kan bestemmes via en forudsat gennemsnitshastighed. Disse antagelser er gengivet for lange transporter til behandlingsanlæg henholdsvis "genanvendelsesfabrikker" i Tabel 9 og Tabel 10. Eksternaliteter fra uheld, støj og vejslid opgøres af DTU Transport (2010) til 2,43 kr./km i 2012 prisniveau.

TABEL 9
LÆSSTØRRELSER OG FJERNTRANSPORTAFSTANDE - STORSKALA BEHANDLINGSANLÆG.

	Omkostning kr/ton	Læsstørrelse ton/læs	Fart km/h	Afstand (km)
Fra kuber til balletering	9,57	18	60	20
Fra kuber ej til balletering	9,57	18	60	20
Fra boliger til posesortering	0,00*	10	50	0*
Fra boliger til tør restsortering	23,38	25	50	60
Fra boliger til sortering af kildeopdelt	44,97	13	50	60
Fra boliger til biobehandling**	39,03	10	50	40
Fra boliger til forbrænding	19,60	10	50	20
Fra boliger til balletering	19,60	10	50	20

*) indgår via tømningsspriserne

**) gælder begge typer biobehandlingsanlæg idet evt. forbehandling af kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) (ved anvendelse af skruepresse) antages at foregå samme sted som bioforgasning

TABEL 10
LÆSTØRRELSER OG AFSTANDE - "GENVINDINGSFABRIKKER".

		Destination¹ sted	Afstand¹ km	Læstørrelse¹ ton/læs	Gns. fart km/t
Digestat/kompost fra bioforgasning	Landbrug	Danmark	30	20	60
Papir/aviser	Papirfabrik	Sverige	365	25	80
Pap	Papirfabrik	Sverige	410	18	80
Plast - LDPE	Granulat	Tyskland	230	18	80
Plast - HDPE	Granulat	Tyskland	230	18	80
Plast - PP	Granulat	Tyskland	230	18	80
Plast - PS	Granulat	Tyskland	230	18	80
PET	Granulat	Tyskland	230	18	80
Blandet plast	Plastsorterer	Tyskland	230	18	80
Aluminium	Alu. værk	Sverige	400	25	80
Fe-Metal	Stålværk	Sverige	500	25	80
Kommune jern ²⁾	Metal genindv.	Odense	70	25	60
Glas	Reiling A/S (Holmegaard)	Danmark	200	25	80

1) Destination, afstande og læstørrelse er skønnet af COWI ud fra oplysninger modtaget fra "Materialehandlere". Afstand er angivet som enkeltafstand idet der regnes med at returtransport foregår med anden vare. 2) Ved kommune jern forstås blandet metal.

2.4. Behandling af affaldet og dets strømme

2.4.1. Sortering - forbehandling

Som det fremgår af ovenstående tabeller vil en del af det indsamlede affald skulle sorteres. Dette gælder for sortering af de kildeopdelte materialer (Scenarie 5, 6 og 7), for sortering af restaffaldet (Scenarie 5) og for affald indsamlet i poser til optisk sortering (Scenarie 2Z og 3Z). Nedenstående tabel viser de antagne sorteringseffektiviteter på disse sorteringsanlæg. Effektiviteterne viser, hvor stor en del af det indkomne affald, der ender som genanvendelige materialer (papir, pap/karton, plast, metal og glas). De angivne sorteringseffektiviteter for materialer er baseret på erfaringer fra udenlandske fuldskalaanlæg, se uddybning i Bilag 5.

TABEL 11
SORTERINGSEFFEKTIVITETER FOR SORTERINGSANLÆG.

	Papir	Pap	Plast	Metal	Glas	Org.
Central materialesortering	n/a	85 %	85 %	95 %	n/a	n/a
Central tør rest sortering	35 %	50 %	40 %	75 %	40 %	n/a
Optisk posesortering	95 %	95 %	95 %	95 %	n/a	95 %

På biogasanlæggene foregår der også en forbehandling med henblik på at trække urenheder i den kildesorterede organiske fraktion ud før de organiske materialer tilføres bioforgasningsenhederne. Papir, pap, plast, metal og glas optræder som urenheder i den organiske fraktion. Det er vigtigt, at disse og andre urenheder frasorteres for at sikre en stabil drift af biogasanlægget. BiogASFælles-anlægget er især følsomt overfor urenheder. Erfaringer fra Danmark og Sverige viser følgende:

1. På Aikan-anlægget frasorteres ca. 75 % af urenhederne og ca. 5 % af den organiske fraktion i forbehandlingen. Dvs. bioforgasningsenheden tilføres 95 % af den kildesorterede organiske fraktion, eller 90 % af den tilførte mængde KOD (der antages en forudgående god kildesortering).

2. På biogasfællesanlægget frasorteres ca. 100 % af urenhederne og ca. 20 % af den organiske fraktion i forbehandlingen. Dvs. bioforgasningsenheden tilføres i dette tilfælde 80 % af den kildesorterede organiske fraktion, eller 75 % af den tilførte mængde KOD (jf. svenske erfaringer, se Bernstad et al. (2012)):

2.4.2. Behandling

Nedenfor er angivet de teknologier til behandling/sortering, der indgår i de forskellige scenarier. Mere detaljerede beskrivelse af teknologierne kan ses i Bilag 5. Desuden indgår detaljer omkring anlæggene i kapitel 5 (miljødata) og kapitel om økonomidata, kapitel 8.4. Teknologier til oparbejdning til ny råvare (f.eks. jernværk, papirfabrik eller plastgranulatanlæg) indgår ikke direkte i den økonomiske analyse, idet disse anlæg er udenfor det betragtede håndteringssystem

Der arbejdes med Best Available Technology, hvor det er muligt, men der foretages generelt ikke fremskrivninger i anlæggenes fremtidige formåen ud fra en antagelse om, at BAT i dag vil være gængs teknologi i 2020. Der arbejdes endvidere med barmarksanlæg, dvs. nye anlæg som tilpasses affaldssystem og mulig oplandsstørrelse.

Oplandsstørrelsen er dog fleksibel i forhold til anlægsstørrelser, sådan at tilførsel af samme type affald fra andre oplande (eller af sammenligneligt erhvervsaffald fra samme opland) kan gøre, at man kan opnå fornuftige skalafordele for de enkelte behandlingsanlæg. Dette diskuteres nærmere i kapitel 2.6.4 og i kapitel 8.4.

- Balleteringsanlæg af papir (44.000 t/år) – storskala svarende til ca. 1,3 x opland
- Sorteringsanlæg, kildeopdelte materialer (40.000 t/år) –storskala svarende til 4 x opland
- Sorteringsanlæg, kildeopdelte materialer og tør rest (40.000 + 280.000t/år) – storskala svarende til 4 x opland
- Posesortering, 3 farver poser (162.500 t/år) - tilpasset ét opland
- Posesortering, 6 farver poser (162.500 t/år) - tilpasset ét opland
- Aikan-anlæg (80.000 t/år) – storskala svarende til 2 x opland
- Biogasfællesanlæg (150.000 t/år, inklusiv alle affaldsstrømme) - tilpasset ét opland
- Affaldsforbrændingsanlæg (200.000 t/år) – storskala svarende til ca. 1,5 x – 3 x opland afhængigt af scenariet

2.5. Substitution

2.5.1. Energisubstitution

En af de største miljøpåvirkninger i håndteringen af dagrenovation sker via påvirkningen af energisystemet. Det skyldes, at en stor del af affaldet i dag nyttiggøres i energiproduktion ved f.eks. affaldsforbrænding eller biogasproduktion.

Øget produktionen af el og fjernvarme på affaldsforbrændingsanlæg betyder, at en tilsvarende energimængde ikke skal produceres på andre anlæg. Man taler derfor om, at affaldsvarme og -el "fortrænger" el og varme fra andre anlæg. Dette kan være en miljømæssig fordel, særligt når der fortrænges energiproduktion baseret på fossile brændsler. Tilsvarende vil en lavere energiproduktion fra affaldsforbrænding medføre, at andre energiproducerende anlæg må øge deres el- og varmeproduktion, hvilket medfører en øget miljøbelastning.

Det kan være meget kompliceret at udpege "den marginale energiproducerende teknologi" (især mht. varme), da dette afhænger af omstændighederne omkring de helt konkrete affaldsanlæg, fjernvarmenet og energiproducerende anlæg.

Det er i denne rapport valgt at tage udgangspunkt i følgende forudsætninger baseret på Energistyrelsen (2011):

1 Den marginale elproduktion i 2020 antages at bestå af 91 % kul (primært kondensværker), 5 % naturgas og 4 % olie (baseret på Energistyrelsens seneste fremskrivning²⁹).

2 Marginal varmeproduktion antages at svare til den gennemsnitlige varmeproduktion i 2020 (Energistyrelsens fremskrivning).

3 Biogas fra affald forudsættes anvendt på lokal biogasmotor med produktion (og fuld udnyttelse) af el og varme.

Det er i denne sammenhæng vigtigt at understrege at forudsætningen om at den marginale varme kan beskrives ved landsgennemsnittet ikke er et udtryk for en afvigelse fra den marginale tankegang i konsekvens LCA. Det er blot en følge af, at det ikke umiddelbart har været muligt at definere "den sande" marginale varme på basis af Danmarks ca. 400 fjernvarmenet.

2.5.2. Substitution på landbrugsjord

Det er forudsat, at kompost og restprodukt fra biogasanlæg anvendes på landbrugsjord og delvist erstatter NPK gødning (forskellig substitutionsgrad i forhold til næringsstofferne tilgængelighed i de organiske gødninger). Desuden medfører anvendelsen af de organiske restprodukter et lavere dieselforbrug til jordbearbejdning (Bruun et al, 2012)

2.6. Følsomhedsanalyser

Der er lavet følsomhedsanalyser på en række forudsætninger. De parametre, der er udvalgt til følsomhedsanalyserne, er behæftet med en vis usikkerhed samtidig med, at de har potentielt stor indflydelse på resultaterne. I det følgende beskrives, hvilke følsomhedsanalyser der er foretaget for at belyse robustheden af resultaterne mht. både økonomi og miljø.

En del af følsomhedsanalyserne påvirker både de økonomiske og miljømæssige resultater, mens andre kun påvirker den ene vurdering.

2.6.1. Indsamlingseffektiviteter (økonomi)

Betydningen af de indsamlingseffektiviteter, der er størst usikkerhed omkring, belyses ved en følsomhedsanalyse. Indsamlingseffektiviteterne ændres i følsomhedsanalysen i forhold til Tabel 12.

TABEL 12

ÆNDRINGER I INDSAMLINGSEFFEKTIVITETERNE FRA HOVEDANTAGELSE TIL FØLSOMHED.

(INDSAMLINGSEFFEKTIVITETERNE ANTAGES AT VÆRE IDENTISKE FOR KILDESORTERING, KILDEOPDELING OG INDSAMLING TIL POSESORTERING).

		Plast, emballage	Plast, andet	Metal, emballage	Metal, andet	Organisk
Enfamilieboliger	Hovedantagelse	45 %	30 %	60 %	50 %	75 %
	Følsomhed	60 %	40 %	80 %	60 %	65 %
Etageboliger	Hovedantagelse	25 %	15 %	50 %	40 %	50 %
	Følsomhed	40 %	30 %	60 %	40 %	40 %

²⁹ Personlig kommunikation med Sigurd Lauge Petersen, Energistyrelsen, 30/4-2012

2.6.2. Tømningsfrekvenser (økonomi)

Tømningsomkostningerne, dvs. afhentningen af beholdere ved husstanden, udgør den væsentligste del af de samlede omkostninger til håndtering af dagrenovation. Derfor er det årlige antal tømninger meget afgørende for den samlede håndteringsomkostning. I tømningsprisen indgår nærtransport til behandlingsanlæg (ca. 10 - 15 km).

Der er en vis usikkerhed på hvorvidt det vil være nødvendigt at tømme 4-kammer beholderen hver 4. uge. Skøn af affaldsmængder sammenholdt med volumen indikerer, at det vil være muligt at anvende en lavere indsamlingsfrekvens. Der er derfor lavet en følsomhedsanalyse på tømning af 4-kammerholderne hver 8. uge i stedet for hver 4.

2.6.3. Beholdervalg (økonomi)

Der laves følsomhed på beholdervalget til scenarierne med kildesortering af mange fraktioner (3 og 4), således at der i stedet for en 370 liters 4-kammer beholder anvendes 2 240 liters to-delte beholdere.

2.6.4. Skalafordele af anlæg (økonomi)

Kapaciteten for behandlingsanlæggene kan have afgørende betydning for økonomien i anlægget og dermed behandlingsprisen (skalafordele). I hovedscenarierne er der regnet med anlægskapaciteter der er tilstrækkeligt store til at høste rimelige skalafordele. For det centrale sorteringsanlæg og Aikan-anlægget er disse kapaciteter langt større end de affaldsmængder, som genereres i oplandet. Sorteringsanlægget har således en kapacitet der er 4 gange den producerede input mængde fra oplandet på 250.000 husstande (altså et opland på ca. 1 mio. husstande). For Aikan-anlæggets vedkommende har det 2 gange den nødvendige kapacitet (altså et opland på ca. 500.000 husstande). Der henvises til kapitel 9.3 for yderligere forklaringer.

Da det er en meget væsentlig forudsætning for konklusionerne i dette projekt, at der kan etableres anlæg i denne størrelsesorden, laves en følsomhedsanalyse med anlægsstørrelser for Aikan- og central sorteringsanlæg der passer til det givne opland på 250.000 husstande.

En forudsætning for at realisere storskala løsningerne er enten

1. at der etableres samarbejder på tværs af affaldsselskaber og/eller kommuner
2. at der etableres offentlig-private samarbejder
3. at der etableres private anlæg som kan garanteres tilstrækkeligt store affaldsmængder i tilstrækkelig lang tid

2.6.5. Energieffektivitet på affaldsforbrændingsanlæg (miljø og økonomi)

Der er en del usikkerhed omkring hvilken energieffektivitet det vil være realistisk at forvente af et forbrændingsanlæg anno 2020. Der er derfor gennemført en følsomhedsanalyse på dette. Energieffektiviteten, der i hovedscenariet er antaget at være 22 % el og 73 % varme, sættes i følsomhedsanalysen til hhv. 26 % og 71 %.

2.6.6. Allokering af omkostninger til forbrænding (økonomi)

Affald til forbrænding har forskellig brændværdi, bl.a. pga. varierende vandindhold, afhængig af scenarie. Dette skyldes, at sammensætningen af affald til forbrænding afhænger af det affald (mængder og sammensætning), der udsorteres til genanvendelse. Dette har betydning for den velfærdsøkonomiske omkostning til forbrænding, fordi energi- og vandindhold påvirker mængden af røggas, som er en afgørende dimensionerende faktor for indretningen af forbrændingsanlæg. En ændret affaldssammensætning giver således anledning til ændret dimensionering af centrale dele af forbrændingsanlæggets maskineri, såsom røggasrensningsanlæg, kedel, turbiner og ventilation m.fl.

Fordi der i denne analyse arbejdes med en antagelse om barmarksanlæg, vil der i princippet være tale om at forbrændingsanlæggene i forhold til røggasudvikling er dimensioneret lidt forskelligt på tværs af scenarier. Dog fastholdes kapacitetsantagelsen om 200.000 tons affald/år.

I hovedscenarierne allokeres omkostningerne ved forbrænding med 60 % efter energiindholdet i affaldet (GJ) og 40 % efter den behandlede affaldsmængde (tons) – se nærmere forklaring i afsnit 8.4.1. Der laves en følsomhedsanalyse, hvor omkostningerne udelukkende allokeres i forhold til affaldsmængde (tons).

2.6.7. Forbehandling og biogasproduktion på biogasanlæg (miljø og økonomi)

Frasorteringen i forbehandlingen inden biogafællesanlægget afhænger en del af kvaliteten af det kildesorterede organiske affald. Jo flere urenheder, jo mere frasorteres, hvilket også betyder større tab af organisk materiale. Som udgangspunkt for biogafællesanlægget er antaget en frasortering af 20 % af den organiske fraktion og 100 % af alle øvrige fraktioner. Dette giver anledning til at i alt cirka 25 % af den indkommende affaldsmængde (bestående af ca. 18 % organisk materiale og 7 % urenheder) frasorteres.

På Aikan-anlægget er frasorteringen i hovedscenariet 5 % af den organiske fraktion og 75 % af de øvrige fraktioner. Dette giver knapt ca. 10 % af det indsamlede affald (bestående af 5 % organisk og 5 % urenheder). Det skønnes ikke realistisk at sætte denne procentsats lavere, idet forudsætninger med frasortering af ”kun” 10 % kræver en rimelig god kildesortering. Lavere frasortering kendes fra systemer med kildesortering i papirsposer og meget god information og opfølgning (f.eks. Grindsted), men i nærværende projekt regnes med sortering i plastposer.

Aikan-anlægget udnytter en relativt lille andel af biogaspotentialet i affaldet (60 Nm³ CH₄/ton forbehandlet affald). Der laves en følsomhedsanalyse på opnåelse af et højere metanudbytte (70 Nm³ CH₄/ton forbehandlet affald).

I hovedscenariet anvendes et metanudbytte fra biogafællesanlægget på 83 Nm³ CH₄/ton forbehandlet affald. Da dette vurderes at være relativt højt, er der ikke lavet følsomhedsanalyse på et endnu højere metanudbytte fra biogafællesanlægget.

2.6.8. Sammenligning af anvendelse af digestat/kompost fra biogasanlæg med svinegylle (miljø)

Denne følsomhedsanalyse sammenligner effekterne af anvendelse af forskellige organiske gødninger på landbrugsjord. Formålet med sammenligningen er at illustrere hvorvidt miljøeffekter såsom øget udvaskning af næringsstoffer til overfladevand er væsentligt værre fra bioforgasset organisk dagrenovation end fra f.eks. gylle.

Denne følsomhedsanalyse kan ikke gennemføres indenfor rammerne af en konsekvens LCA, da bioforgasset organisk dagrenovation ikke reelt vil erstatte gylle (der blot vil blive udbragt på en anden mark og i sidste ende erstatte kunstgødning). Sammenligningen kan heller ikke laves indenfor de opstillede scenarier, men laves for én hektar landbrugsjord. Resultaterne afprøves i Bilag 10.

2.6.9. Opgradering til naturgasnet i stedet for lokal produktion af el og varme (miljø og økonomi)

Det er forudsat at biogas anvendes til energiproduktion på en gasmotor med produktion og fuld afsætning af el og varme. Der laves følsomhedsanalyse på opgradering af biogassen til naturgaskvalitet og afsætning via naturgasnettet (distributionsnettet), hvorved naturgas substitueres 1:1 på energiindhold.

2.6.10. Marginal elproduktion (miljø)

Den marginale elproduktion har stor indvirkning på miljøeffekterne. I hovedscenariet anvendes Energistyrelsens seneste fremskrivning, hvor el hovedsageligt produceres ud fra kul, men da udviklingen i energisystemet i fremtiden er relativt usikker, foretages en følsomhedsanalyse på denne parameter. I følsomhedsanalysen anvendes elektricitet produceret på naturgas som marginal el.

2.6.11. Biomasse som begrænset ressource (miljø)

Biomasse betragtes som en begrænset ressource ved modellering af affaldssystemet. Denne forudsætning bygger på en forventet udvikling hen imod et fossilfrit samfund, som vil øget presset på de eksisterende biomasseressourcer.

Anvendelse af antagelse om biomassebegrænsning i konsekvens-LCA vil medføre, at genanvendelse af papir og pap frigiver biomasse (træ) til energiproduktion på et biomasseanlæg, hvilket i yderste led i energisystemet vil medføre et mindre forbrug af fossile brændsler. Genindvindingsprocessen godskrives derfor de miljømæssige besparelser fra undgået produktion af energi ud fra fossile brændsler, men tilskrives ligeledes de miljømæssige omkostninger ved energiproduktion fra biomasse. Dette har især betydning for drivhuseffekten, da biomasse som brændsel regnes som næsten CO₂-neutral. CO₂ besparelsen er således væsentlig større for genanvendelse af papir og pap, når biomasse betragtes som begrænset.

Der gennemføres en følsomhedsanalyse, hvor biomasse ikke betragtes som en begrænset ressource.

2.6.12. Energi- og råvarepriser (økonomi)

En kritisk forudsætning for samfundsøkonomien er råvare- og energipriser. Ved øget dansk genanvendelse trækkes materialer væk fra forbrænding, og den mindre produktion af el og varme skal derfor erstattes af andre brændsler. Indtægterne fra salg af materialer skal derfor bl.a. holdes op i mod øgede udgifter til disse andre brændsler.

Erfaringer viser, at de reale brændsels- og materialepriser gennem de sidste 50-60 år har svinget mellem omkring -50 til +100 % af de gennemsnitlige priser afhængigt af internationale konjunkturer og forhold mellem udbud og efterspørgsel (se her afsnit 8.3). Indenfor de sidste 10 år har der været en stigende tendens. Om dette har noget med tiltagende resurseknaphed på visse råmaterialer eller om det blot er som led i den sædvanlige fluktuation kan kun fremtiden vise.

Der laves derfor følsomhedsanalyser på -50 og +100 % af de nuværende energi- og råvarepriser både separat (enten høje råvare- eller energipriser) og en kombination (høje priser for begge dele).

2.6.13. Kvotepriser og diskonteringsrate (økonomi)

Værdisættelsen for CO₂ ændres i en følsomhedsanalyse fra 300 kr./ton (2020 kvotepris jf. Energistyrelsen 2011 inkl. NAF) til 500 kr./ton.

Ligeledes laves følsomhedsanalyse på diskonteringsraten, der ændres fra 5 % til 3 %.

3. Affaldsstrømme, genanvendelse og ressourcer

I dette kapitel gennemgås de beregnede affaldsstrømme, og den heraf resulterende andel af affaldet som sorteres til genanvendelse og som faktisk genanvendes. Endvidere præsenteres en beskrivelse af forbruget af udvalgte ressourcer.

3.1. Affaldsstrømme

På baggrund af antagelserne om indsamlingseffektiviteter er det beregnet hvilke mængder husstandene sorterer til hhv. genanvendelse som materialer, organisk affald til biologisk behandling og genanvendelse (materialenytiggøres) som digestat/kompost samt restbehandling på forbrændingsanlæg. Nedenstående tabel viser indsamlingen af affald i forhold til formålet med slutbehandlingen. Det betyder at fejlsorteringer f.eks. tør rest i affaldet til biologisk behandling også medtælles her som indsamlet til genanvendelse.

TABEL 13
AFFALD INDSAMLET, 1000 TON/ÅR FOR 150.000 ENFAMILIEHUSE+100.000 ETAGEBOLIGER.

	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Genanvendelse	28,9	39,6	39,6	39,6	48,9	48,9	48,9	48,9	67,0	67,0	48,9	48,9	48,9
Biologisk behandling	0,0	44,9	44,9	44,9	44,9	44,9	44,9	0,0	44,9	44,9	44,9	44,9	0,0
Forbrænding	140	84,5	84,5	84,5	75,2	75,2	75,2	120,1	57,1	57,1	75,2	75,2	120,1
Indsamlet i alt	169	169	169	169	169	169	169	169	169	169	169	169	169

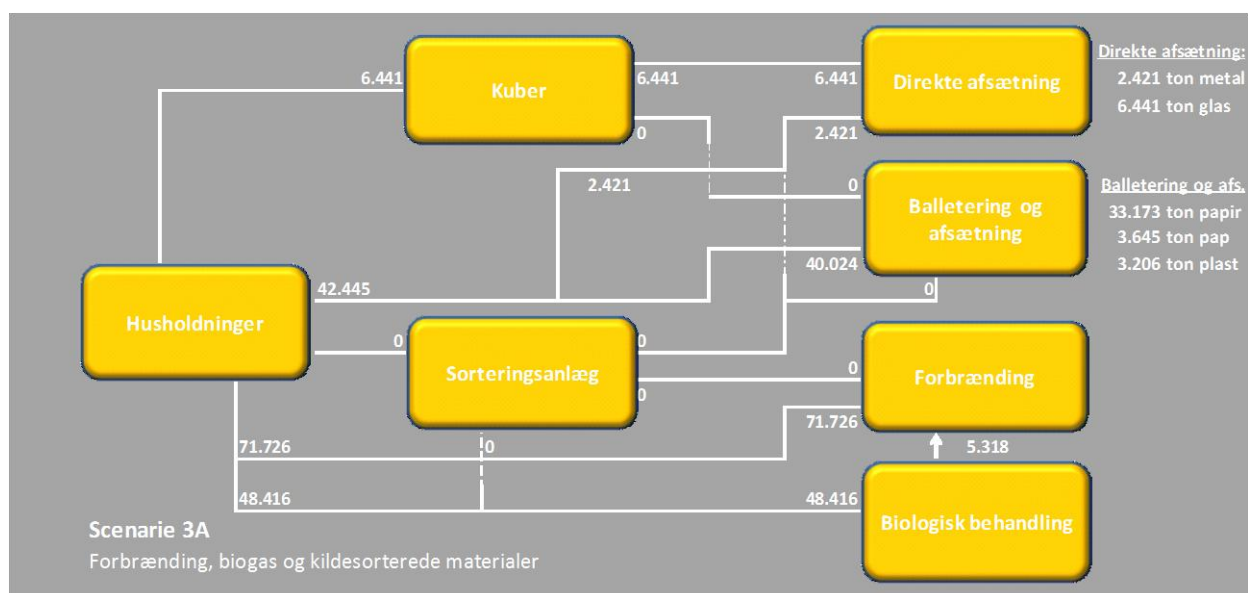
Note: I indsamlet til genanvendelse regnes kun de fraktioner med, som rent faktisk er egnet til genanvendelse i den pågældende spand. Fejlsorteringer regnes således ikke med, og tør rest medregnes heller ikke.

På baggrund af antagelserne om sorteringseffektiviteter på anlæggene kan beregnes hvor meget affald der rent faktisk genanvendes som materialer, organisk affald som behandles biologisk og genanvendes som kompost samt forbrændes. Nedenstående tabel viser den del af affaldet som faktisk genanvendes, samt det der forbrændes. Her viser tallene altså den del af affaldet som faktisk genanvendes som materialer.

TABEL 14
AFFALD BEHANDLET, 1000 T/ÅR³⁰.

	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Kildesorteret til genanvendelse	25,2	34,3	34,3	6,4	42,4	42,4	6,4	42,4	39,6	39,6	39,6	39,6	39,6
Posesorteret til genanvendelse	0,0	0,0	0,0	26,5	0,0	0,0	34,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Tør rest sorteret til genanvendelse	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,3	5,3	0,0	0,0	0,0
Kildeopdelt og sorteret	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,4	5,4	2,8	2,8	2,8
Genanvendt slaggemetal	3,3	3,3	3,3	3,3	1,5	1,5	1,6	1,5	0,5	0,5	1,6	1,6	1,6
Biologisk behandling	0,0	43,1	35,9	40,9	43,1	35,9	40,9	0,0	43,1	35,9	43,1	35,9	0,0
Forbrænding	140	88	95	92	82	89	86	125	75	82	82	89	125
Behandlet i alt	169	169	169	169	169	169	169	169	169	169	169	169	169

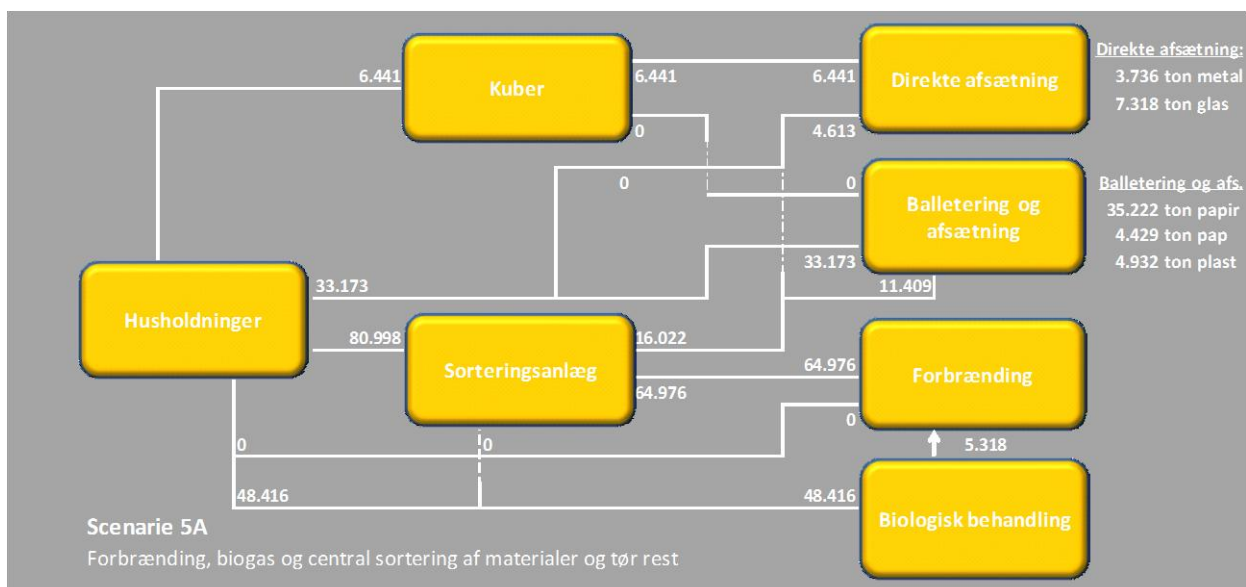
Affaldsstrømmene i de enkelte scenarier omfatter mange affaldsstrømme til forskellige typer affaldsbehandling. For at lette overblikket, er affaldsstrømmen i hvert scenarie illustreret ved et flowdiagram som vist i figurerne nedenfor. Af pladshensyn er kun gengivet scenarie 3A og scenarie 5A nedenfor, men i Bilag 4 er gengivet diagrammer for alle 13 scenarier beregnet i denne rapport.



Figur 1 Diagram over affaldsstrømme, scenarie 3A (250.000 BLANDEDE BOLIGER). Note: Tallene for balletering og direkte afsætning angiver faktisk genanvendte materailer (dog ikke korrigeret for frasortering i forbindelse med materialegenindvinding).

Diagrammerne angiver affaldsgenerering, sortering og behandlingsform. Sortering kan være både central sortering og posesortering. I Basisscenariet og scenarie 2 indleveres også affald på genbrugsstationer (pap, plast og metal), mens glas afleveres i kuber i alle scenarier.

³⁰ For at totalen for behandlet skal svare til totalen for indsamlet indeholder tallet for forbrænding ikke udsorteret slaggemetal. Tallene for sorteret til genanvendelse er korrigeret for evt. senere frasortering af uegnede materialer. Denne frasorterede mængde er medregnet under forbrænding, selvom forbrændingen af denne mængde ikke nødvendigvis foregår i Danmark.

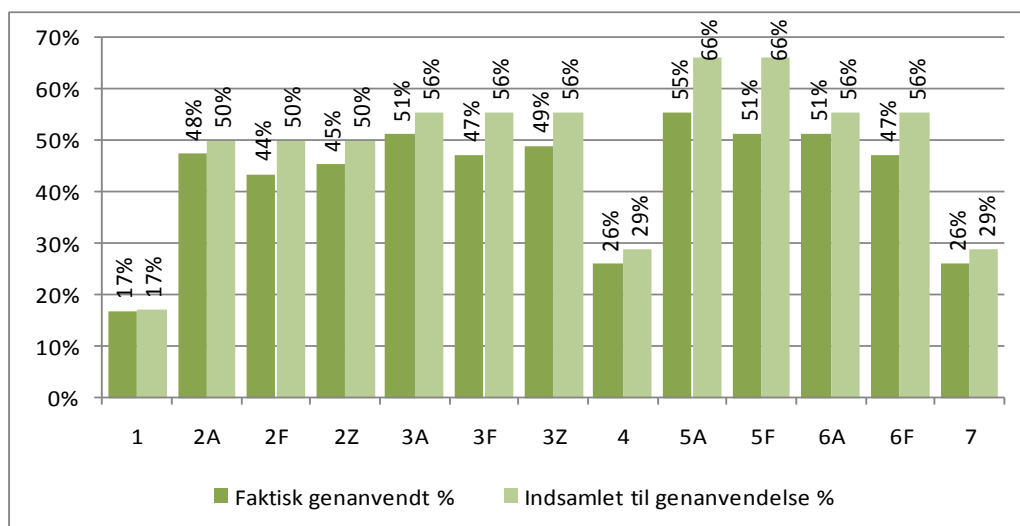


Figur 2 Diagram over affaldsstrømme, scenarie 5A (250.000 BLANDEDE BOLIGER). Note: Tallene for balletering og direkte afsætning angiver faktisk genanvendte materailer (dog ikke korrigeret for frasortering i forbindelse med materialegenindvinding).

3.2. Genanvendelsesprocenter

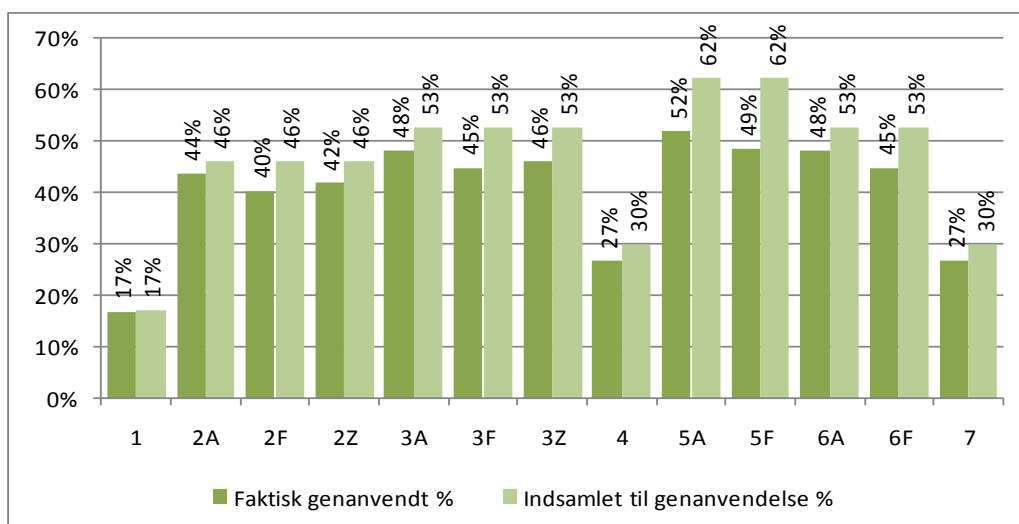
De forskellige scenarier medfører forskellig grad af genanvendelse for genanvendelige materialer og organisk affald. Dette påvirker genanvendelsesprocenterne for de enkelte scenarier. Der opgøres to forskellige genanvendelsesprocenter i dette projekt: "Indsamlet til genanvendelse" og den faktisk genanvendte mængde.

Nedenstående figur viser sammenligningen af de to typer genanvendelsesprocenter.



Figur 3 Sammenligning af genanvendelsesprocenter opgjort for hhv. faktisk genanvendt mængde og "indsamlet til genanvendelse".

I en følsomhedsanalyse antages, at indsamlingseffektiviteten stiger for metal og plast, mens den falder for organisk dagrenovation. Dette medfører et overordnet fald i de samlede genanvendelsesandele for alle scenarier (undtagen scenarierne 4 og 7), da organisk dagrenovation udgør en stor del af den genanvendte tonnage.



Figur 4 Følsomhedsanalyse (højere kildesorteringseffektivitet for metal og plast og lavere for organisk dagrenovaion) for Sammenligning af genanvendelsesprocenter opgjort for hhv. faktisk genanvendt mængde og "indsamlet til genanvendelse".

3.2.1. Genanvendelsesprocenter: Faktisk genanvendt

Den faktisk genanvendte mængde er relevant ved vurdering af miljø- og samfundsøkonomiske effekter af affaldsbehandling. Her er det nødvendigt at tage hensyn til tab ved forbehandling, oparbejdning og sortering. Eventuelle urenheder i de kildesorterede fraktioner medregnes ikke i denne opgørelse. For organisk dagrenovation medregnes den del af det kildesorterede organiske affald, der tilføres biologisk behandling efter forbehandling (forudsat at restproduktet efterfølgende anvendes på landbrugsjord eller lignende).

Nedenstående tabel viser genanvendelsesprocenter for den faktisk genanvendte mængde for scenarierne i rapporten. Den angivne % viser således den andel af den samlede dagrenovationsmængde der reelt genanvendes. Genanvendelsesprocenten er opgjort for de enkelte affaldsfraktioner og for den samlede mængde dagrenovation. Den detaljerede opgørelse er baseret på et opland med 150.000 enfamilieboliger og 100.000 etageboliger, mens der nedenfor er angivet tilsvarende samlede genanvendelsesprocenter for de "rene" oplande (250.000 hhv. enfamilieboliger og etageboliger). Da indsamlingseffektiviteterne for etageboliger generelt er lavere end for enfamilieboliger, er den samlede genanvendelsesprocent lavere for etageboliger end enfamilieboliger.

TABEL 15
GENANVENDELSESPROCENTER (FAKTISK GENANVENDT) FOR DE ENKELTE AFFALDSFRAKTIONER OG
DEN SAMLEDE DAGRENOVATIONS MÆNGDE.
(DEN DETALJEREDE OPGØRELSE ER LAVET FOR ET OPLAND PÅ 150.000 ENFAMILIEBOLIGER OG 100.000
ETAGEBOLIGER, MENS DE TO NEDERSTE LINJER VISER RESULTATERNE FOR DE "RENE" OPLANDE).

	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Papir	47 %	70 %	70 %	66 %	70 %	70 %	66 %	70 %	75 %	75 %	70 %	70 %	70 %
Pap ¹	1 %	1 %	1 %	1 %	47 %	47 %	45 %	47 %	68 %	68 %	47 %	47 %	47 %
Plast ¹	1 %	1 %	1 %	1 %	30 %	30 %	29 %	30 %	55 %	55 %	30 %	30 %	30 %
Metal ¹ og ²	75 %	75 %	75 %	75 %	86 %	86 %	85 %	86 %	96 %	96 %	88 %	88 %	88 %
Glas	68 %	68 %	68 %	68 %	68 %	68 %	68 %	68 %	78 %	78 %	68 %	68 %	68 %
Organisk	0 %	64 %	54 %	60 %	64 %	54 %	60 %	0 %	64 %	54 %	64 %	54 %	0 %
Rest	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Total 3)	17 %	48 %	44 %	45 %	51 %	47 %	49 %	26 %	55 %	51 %	51 %	47 %	26 %
Enfamilieboliger	17 %	53 %	48 %	50 %	57 %	52 %	54 %	27 %	60 %	55 %	57 %	52 %	27 %
Etageboliger	17 %	38 %	36 %	37 %	42 %	39 %	40 %	25 %	47 %	45 %	42 %	39 %	25 %

1). I scenarie 1 og 2 indsamles en mindre mængde af disse materialer via genbrugsstation, og disse mængder er medtaget i genanvendelsesprocenterne (men disse begrænsede mængder fra genbrugsstationen indgår ikke i de efterfølgende miljøvurderinger, ligesom omkostninger til genbrugsstation ikke er medtaget i økonomiberegningerne).

2) Indeholder også genanvendt metal fra forbrændingsslagge

3) Genanvendelsesprocent er gennemsnit og gælder for samlede mængde boliger

Indsamling af papir og organisk dagrenovation ved kilden har størst indflydelse på den opnåede effektivitet i indsamlingen af affald. De andre fraktioner bidrager relativt mindre til den samlede indsamlingseffektivitet, fordi mængden af disse fraktioner er betydelig mindre end papir og organisk dagrenovation.

Tabellen viser, at der for det blandede opland kan opnås op til 55 % genanvendelse ved fuld indsamling af kildeopdelte materialer og central sortering af restaffaldet (Scenarie 5). De øvrige scenarier med fuld indsamling af genanvendelige materialer og kildesortering af organisk dagrenovation viser dog også alle omkring 50 % genanvendelse.

Følgende kan aflæses af tabellen:

Kildesortering af organisk affald har stor betydning for den samlede genanvendelse. Scenarierne uden kildesortering af organisk dagrenovation (scenarie 1, 4 og 7) ligger væsentligt lavere end de øvrige scenarier (op til 22%-point imellem sammenlignelige scenarier).

Biogasfællesanlæg bidrager med en lidt mindre mængde afsat til genanvendelse fordi der tabes ca. 20 % af den organiske mængde i forbehandlingen.

Kildesortering af papir har ligeledes stor betydning for den samlede genanvendelse.

Kildesortering af flere materialer (pap, plast og metal) har mindre betydning for opnået genanvendelsesprocent - dog bidrager de til at højne den samlede genanvendelsesprocent (kildesortering af flere materialer har dog stor betydning for miljø og økonomi)

Tilføjes central sortering af restaffald fra dagrenovationen øges frasorteringen af materialer ca. 4 %-point yderligere (scenarie 5 i forhold til scenarie 6).

I scenarier med posesortering (2z og 3z) er mængden af materialer afsat til genanvendelse en anelse lavere end i andre scenarier med tilsvarende udsortering af materialer. Dette skyldes et tab på 5 % af poser med indehold af genanvendelige materialer

I scenarierne 3 og 4 indsamles kildesorteret blandet plast og kildesorteret blandet metal. Dette finsorteres ikke på centralt anlæg indenfor det betragtede system. En evt. senere finsortering tænkes at ville foregå på et privat modtageanlæg uden for det system, som scenarierne dækker. Tab ved finsortering på sådanne anlæg er medregnet i de i oversigten angivne procenter. Dette tab er sat til 5 % for metal og 15 % for plast og pap/karton svarende til tab af samme størrelse ved finsortering i scenarie 6 og 7 på de samme materialer.

Da indsamlingseffektiviteterne for etageboliger generelt er lavere end for enfamilieboliger, er den samlede genanvendelsesprocent lavere for etageboliger end enfamilieboliger.

3.2.2. Genanvendelsesprocenter: "Indsamlet til genanvendelse"

I forhold til officielle målsætninger omkring genanvendelse i forhold til f.eks. EU, er genanvendelsesprocenten ifølge Miljøstyrelsen p.t. baseret på en opgørelse af "indsamlet til genanvendelse", hvilket vil sige den andel af affaldsfraktionen i dagrenovation, der indsamles til genanvendelse. Efterfølgende tab af materiale ved sortering eller anden forbehandling og oparbejdning af affaldsmængden indregnes ikke i denne genanvendelsesprocent, der derfor er højere end procentsatsen for den faktisk genanvendte mængde. Det skal dog nævntes, at de beregnede genanvendelsesprocenter i nærværende projektet ikke kan sammenlignes med målene i Emballagedirektivet (som er fælles mål for emballageaffald fra både husholdninger og erhverv) eller med de fire mulige beregningsmetoder for indberetninger af overholdelse af genanvendelsesmål i Affaldsdirektivet³¹. I nærværende projekt vurderes mulighederne for at øge den samlede genanvendelse af de forskellige affaldsfraktioner i dagrenovationen (i forhold til den samlede mængde af dagrenovation og udsorterede affaldsfraktioner fra dagrenovationen).

I materialeflow beregningerne i dette projekt er urenheder og fejlsorteringer, der måtte findes i de forskellige kildesorterede/kildeopdelte affaldsfraktioner, ikke medregnet i genanvendelsesprocenten "indsamlet til genanvendelse". Dette betyder, at den reelt indsamlede og indvejede mængde af genanvendelige materialer eller organisk affald indeholder disse urenheder/fejlsorteringer. Det må anses for mest korrekt at den indvejede mængde korrigeres for indhold af evt. fejlsorteringer ved opgørelse af genanvendelsesprocent for indsamlet til genanvendelse.

Af den mængde restaffald (tør rest), der i scenarie 5A og 5F går til central sortering, medregnes dog kun mængden af de centralt udsorterede genanvendelige materialer til "indsamlet til genanvendelse".

Nedenstående tabel viser genanvendelsesprocenter for "indsamlet til genanvendelse" for scenarierne i rapporten. Genanvendelsesprocenten er opgjort for de enkelte affaldsfraktioner og for den samlede mængde dagrenovation. Den detaljerede opgørelse er baseret på et opland med 150.000 enfamilieboliger og 100.000 etageboliger, mens der nedenfor er angivet tilsvarende samlede genanvendelsesprocenter for de "rene" oplande (250.000 hhv. enfamilieboliger og etageboliger).

³¹ Kommissionens afgørelse (2011/753/EU) af 18. november 2011 om fastlæggelse af regler og beregningsmetoder med henblik på at kontrollere overholdelse af de mål, der er omhandlet i artikel 11, stk 2, i Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2008/87/EF.

TABEL 16
GENANVENDELSESPROCENTER ("INDSAMLET TIL GENANVENDELSE") FOR DE ENKELTE
AFFALDSFRAKTIONER OG DEN SAMLEDE DAGRENOVATIONS MÆNGDE. DEN DETALJEREDE
OPGØRELSE ER LAVET FOR ET OPLAND PÅ 150.000 ENFAMILIEBOLIGER OG 100.000 ETAGEBOLIGER,
MENS DE TO NEDERSTE LINJER VISER RESULTATERNE FOR DE "RENE" OPLANDE.

	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Papir	56 %	82 %	82 %	82 %	82 %	82 %	82 %	82 %	97 %	97 %	82 %	82 %	82 %
Pap ¹	1 %	1 %	1 %	1 %	56 %	56 %	56 %	56 %	97 %	97 %	56 %	56 %	56 %
Plast ¹	1 %	1 %	1 %	1 %	36 %	36 %	36 %	36 %	97 %	97 %	36 %	36 %	36 %
Metal ¹	10 %	10 %	10 %	10 %	54 %	54 %	54 %	54 %	97 %	97 %	54 %	54 %	54 %
Glas	72 %	72 %	72 %	72 %	72 %	72 %	72 %	72 %	97 %	97 %	72 %	72 %	72 %
Organisk	0 %	67 %	67 %	67 %	67 %	67 %	67 %	0 %	67 %	67 %	67 %	67 %	0 %
Rest	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %	0 %
Total	17 %	50 %	50 %	50 %	56 %	56 %	56 %	29 %	66 %	66 %	56 %	56 %	29 %
Enfamilieboliger	17 %	56 %	56 %	56 %	61 %	61 %	61 %	30 %	69 %	69 %	61 %	61 %	30 %
Etageboliger	18 %	40 %	40 %	40 %	45 %	45 %	45 %	27 %	61 %	61 %	45 %	45 %	27 %

1). I scenarie 1 og 2 indsamles en mindre mængde af disse materialer via genbrugsstation. Mængderne er medtaget i genanvendelsesprocenterne. Omkostninger til genbrugsstation er dog ikke medtaget i økonomiberegningerne

Tabellen viser, at genanvendelsesprocenterne for "indsamlet til genanvendelse" er en del højere end for den faktisk genanvendte mængde. Med denne opgørelse kan der opnås op til 66 % genanvendelse. De øvrige observationer er uændrede i forhold til genanvendelsesprocenterne for "faktisk genanvendt" i Tabel 15.

4. Afgrænsning og udformning af livscyklusvurderingen

4.1. Formål

Det overordnede formål med LCA-delprojektet er at afdække de miljømæssige forhold, hvis genanvendelse af organisk dagrenovation, papir, pap, plast, glas og metal fra husholdningerne øges. Projektet opgør derfor miljøkonsekvenserne for en række forskellige scenarier for øget genanvendelse af dagrenovation vha. en livscyklusbaseret miljøvurdering (LCA).

Formålet med den miljømæssige del af projektet er at opgøre de potentielle miljøpåvirkninger i en række scenarier, som inkluderer behandling af restaffald ved affaldsforbrænding, men som udviser en stigende udsortering af genanvendelsesegne materialefraktioner - inklusiv kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) - med dertilhørende fald i mængden af restaffald til forbrænding.

Miljøstyrelsen har opstillet 13 scenarier inklusiv et basisscenarium, der alle skal belyses. Basisscenariet beskriver en situation med minimum genanvendelse stort set kun bestående af glas og papir (pap, plast og metal fra dagrenovationen bringes i lille mængde til genbrugsplads), hvor restaffaldet til forbrænding udgør hovedparten af affaldsmængden. I de resterende scenarier kombineres kildesortering og kildeopdeling af metal, plast, pap med biologisk behandling af den organiske del af affaldet, og der indgår desuden automatisk centralsortering af kildeopdelte materialefraktioner såvel som restaffald.

Resultaterne fremstilles samlet for hvert scenarie med udgangspunkt i samlet mængde dagrenovation fra tre forskellige affaldsoplande:

- ét opland med 250.000 enfamiliehuse
- ét opland med 250.000 etageboliger
- ét opland med 150.000 enfamiliehuse og 100.000 etageboliger

Resultaterne afrapporteres som potentielle miljøpåvirkninger i en række miljøpåvirkningskategorier og kan anvendes til at rangordne behandlingsalternativerne inden for disse miljøpåvirkningskategorier. Der benyttes ikke vægtning. Det er derfor kun i det tilfælde, at én af behandlingsmetoderne er bedre i samtlige miljøpåvirkningskategorier, at denne behandlingsmetode kan siges at være den bedste løsning overordnet miljømæssigt set.

Miljøvurderingen er udført på basis af oplysninger fra offentlige tilgængelige kilder og en lang række forudsætninger, der ligger til grund for miljøvurderingen som beskrevet i kapitler 2, 4 og 5 samt bilagene. Ved benyttelse af resultaterne i andre sammenhænge (end f.eks. til national affaldsplanlægning eller til overordnede retningslinjer for kommunerne) bør man derfor tage hensyn til eventuelle geografisk og teknologisk baserede forskelle, der må forekomme samt vurdere de samlede forudsætninger i forhold til et konkret projekt for et specifikt område/kommune.

4.2. Overordnede principper

Livscyklusvurderingen blev udført som en såkaldt konsekvens-LCA, hvor miljøkonsekvenser af at ændre systemet, i dette tilfælde implementering af alternative behandlingsmetoder til håndtering af dagrenovation, blev opgjort. Vigtigt for konsekvens-LCA er benyttelse af marginale procesdata, dvs. data for de processer, som reelt påvirkes af systemet i stedet for gennemsnitsværdier. Der er derfor i nærværende projekt benyttet marginale procesdata, hvor det har været muligt.

4.3. Den funktionelle enhed

Den funktionelle enhed defineres som:

- *Håndtering inklusiv indsamling, transport, behandling og slutdisponering af eventuelle restprodukter af den samlede årlige dagrenovationsmængde (inklusive de udsorterede affaldsfraktioner til genanvendelse/materialenyttiggørelse) fra tre forskellige oplande med hhv. 250.000 enfamiliehuse, 250.000 etageboliger eller 150.000 enfamiliehuse og 100.000 etageboliger*

4.4. Tidshorisont

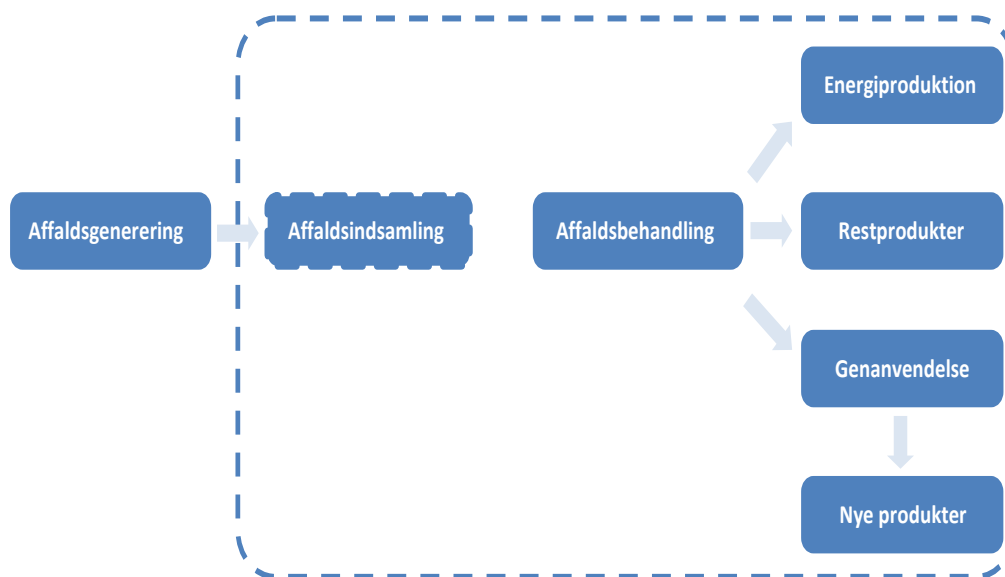
Udgangspunktet for indsamlingsordninger og behandlingsanlæg er nyt indsamlingsmateriel og barmarksanlæg samt at energisubstitutionen er baseret på den forventede energisammensætning i 2020. Energidata til brug for modellering af affaldssystemet, bl.a. marginal el og varme, bygger derfor på publicerede fremskrivninger til 2020 hovedsagelig foretaget med Energistyrelsens Ramses-model.

Der er således tale om en LCA, der skal beskrive fremtidige tilstande med opførelse af nye anlæg og med anvendelse af energidata med en tidshorisont fra 2020 og frem. LCA'ens referenceår fastlægges derfor til 2020. Livscyklusvurderingens resultater antages at være gældende mindst ti år frem i tiden fra 2020. Dog kan udvikling, som ikke er inkluderet i de anvendte fremskrivninger til 2020, i forbindelse med nye behandlingsteknologier samt ændringer af bagvedliggende systemer, herunder transport, forbrænding og energisystemer have indflydelse på livscyklusvurderingens holdbarhed.

Den benyttede LCA-metode integrerer samtlige miljøpåvirkninger inkl. drivhuseffekt over de første 100 år; dette er den tidsperiode, som miljøvurderinger af affaldssystemer normalt dækker (Gentil et al., 2010).

4.5. Systemgrænser

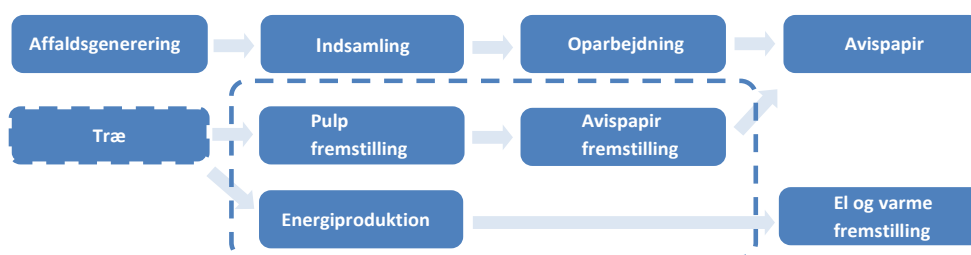
De modellerede systemer starter ved affaldsgenereringen i husholdningerne, hvor forbrugsprodukter bliver til affald, dvs. miljøpåvirkninger fra produktionssystemet ikke indgår i systemet. Derefter sker indsamling, transport og bearbejdning af dagrenovation og de kildesorterede/kildeopdelte affaldsfraktioner. Disse livscyklusfaser indgår i LCA'en. Slutdeponering af eventuelle restprodukter fra behandlingen samt affaldssystemets udveksling af materialer og energi med det omliggende produktionssystem indgår ligeledes i systemet. Figur 5 viser de processer, som er inkluderet i systemet.



Figur 5 Systemgrænser for LCA'en, hvor alt indenfor den stiplede firkant er inkluderet.

Energi- og ressourceforbrug til at drive samtlige behandlingsteknologier er inkluderet, og det samme er emissioner fra teknologierne. Indsamling og transport er ligeledes inkluderet både fra indsamlingssteder til behandlingsanlæg og for restprodukternes videre transport til diverse genanvendelsesanlæg og/eller deponi. Desuden er transport inkluderet i en række af de eksterne processer, dvs. processer som leverer materialer eller energi til affaldssystemet, men som ikke udgør en egentlig del af affaldssystemet. Der er ikke inkluderet emissioner fra opførelse og nedrivning af anlæg, idet disse parametre vurderes at være mindre væsentlige for LCA'ens resultater. Behandling af restprodukter fra affaldsforbrænding er inkluderet i miljøvurderingen.

Røggasrensningsprodukter fra affaldsforbrænding, som indgår i modellering af affaldssystemet, bliver deponeret, og slaggen benyttes i de fleste tilfælde til vejbygning. Dette modelleres som hhv. behandling og deponi på Langøya anlægget i Norge for røggasrensningsprodukter og deponi på en slaggelosseplads for slaggen.



Figur 6 Systemgrænser ved antagelse af at biomasse er en begrænset ressource.

Som det ses af Figur 6, er det medtaget som en forudsætning, at biomasse (i dette tilfælde træ) vil blive en begrænset ressource i fremtiden. Ved genanvendelse af papir og pap undgås processerne i det stiplede område på figuren og træet kan anvendes til energifremstilling i stedet for. Denne antagelse støttes af en række undersøgelser; her kan f.eks. nævnes Hedegaard et al. (2008), som inkluderer en litteraturundersøgelse af biomassebehovet i fremtiden. Konklusionen var, at mængden af biomasse, som kan produceres i Europa frem mod 2030, er langt mindre end energibehovet for fossilt brændsel. På den måde vil biomasse blive en begrænset ressource under forudsætning af, at fossilt brændsel på sigt delvis skal erstattes med CO₂-neutrale brændsler fremstillet af biomasse.

4.6. Datagrundlag og datakvalitet

Data i nærværende projekt bygger på rapporter og videnskabelige artikler samt DTU Miljøs og COWIs generelle viden om affaldssystemer, herunder også EASEWASTE-analysemodellen. Datakilder om bl.a. affaldsmængder, kildesorteringseffektiviteter samt transportafstande samt hvilke type teknologier, der tænkes af indgå i behandlingssystemet, er beskrevet i detaljer i kapitel 2 "Systembeskrivelse".

De indsamlede data blev, i det omfang det var muligt, holdt op mod oplysninger fundet i litteraturen samt DTU Miljøs generelle viden om affaldssystemer og på den måde yderligere kvalitetssikret. Der blev dog fra Miljøstyrelsen ytret ønske om en mere dybtgående evaluering af livscyklusopgørelserne af udvalgte processer og teknologier, herunder genanvendelsesprocesser og de tilhørende processer for produktion af jomfruelige materialer, som for en dels vedkommende ligger i udlandet se Bilag 7.

4.7. Systemudvidelse/allokering

Da denne rapport benytter konsekvens-LCA tilgangen, er der anvendt udvidelse af systemgrænserne til at omfatte substitution i stedet for allokering. Det betyder, at affaldssystemet krediteres for undgåede emissioner, som ellers ville være sket ved produktion uden for affaldssystemet. Som eksempel kan nævnes to affaldssystemer, som ud fra organisk affald producerer hhv. energi og kompost og udelukkende energi. Det førstnævnte affaldssystem fratrækkes emissionerne ved den undgåede marginal energiproduktion og undgået marginale produktion af konventionel handelsgødning, som komposten erstatter. Det sidstnævnte affaldssystem fratrækkes alene emissionerne ved den undgåede marginale energiproduktion. På den måde kan de to systemer sammenlignes på et retfærdigt grundlag. Dette er i tråd med anbefalingerne i ISO 14044, som anbefaler brug af systemudvidelse.

Når der er tale om, at affaldssystemet substituerer processer med flere outputs, f.eks. energiproduktion på kraftvarmeværker, er det derimod nødvendigt at allokere emissionerne på kraftvarmeværket på hhv. el og varme for at kunne beregne miljøeffekterne af substitutionen. Der er dog her tale om at benytte allokationsmetoden på processer, som ligger udenfor selve affaldssystemet.

4.8. Kriterier for udeladelse af inputs og outputs

Alle relevante oplysninger fra databaser, artikler, rapporter m.v. er inkluderet i datagrundlaget. Ved import af data fra eksterne databaser til EASEWASTE-databasen blev grænsen for inkludering af enkeltstoffer sat til 1 % af den samlede miljøpåvirkning i hver af de undersøgte miljøpåvirkningskategorier.

4.9. LCA-metode og miljøpåvirkningskategorier

Det overordnede princip bag en livscyklusvurdering er, at man tænker hele servicens livscyklus - i nærværende rapport håndtering af dagrenovation - ind i opgørelsen af potentielle miljøpåvirkninger. På den måde kan de væsentligste stadier i processen identificeres. Det viser sig ofte ved livscyklusvurderinger af affaldssystemer, at de væsentligste miljøpåvirkninger ligger udenfor de egentlige behandlingsanlæg – i sådanne tilfælde er det afgørende at benytte livscyklustilgangen for at kunne sammenligne behandlingsmetoder på en rimelig måde.

Livscyklusvurderingen blev udført ifølge UMIP-metoden (Wenzel et al., 1997) med opdaterede normaliseringsreferencer for 2004 for hele Europa som beskrevet af Laurent et al. (2011). UMIP-metoden er en dansk metode, som oprindeligt blev udviklet til livscyklusvurderinger af industrielle produkter, men som i dag også anvendes på blandt andet affaldssystemer.

Emissionerne samles i potentielle miljøpåvirkningskategorier: Drivhuseffekt, ozonlagsnedbrydning, forsurening, næringsstofbelastning og fotokemisk ozon-dannelse, samt en række toksiske påvirkningskategorier i form af økotoksicitet til jord og vand og humantoksicitet via jord, vand og luft. Desuden anvendes kategorierne lagret økotoksicitet i vand og jord samt ødelagte grundvandsressourcer. Alle emissioner, der bidrager til en påvirkningskategori, adderes vægtet i forhold til deres belastning og emissionens størrelse og gives samme enhed, som vist i Tabel 17, anden kolonne.

De potentielle toksiske effekter fordeles til jord-, vand- og luftmiljøet, således at der tages hensyn til forureningskomponentens endelige destination. På den måde kan en luftemission, udover potentiel humantoksicitet via luft, give ophav til potentielle effekter via jord og vand ved deposition fra luften. På tilsvarende måde kan en emission til jordmiljøet, hvis fordampningshastigheden er stor nok, give anledning til potentielle toksiske effekter via luft.

De potentielle miljøpåvirkninger kan endvidere omregnes for hver af påvirkningskategorierne til en fælles enhed i form af en personækvivalent (PE), idet de faktiske belastninger divideres med den gennemsnitlige årlige belastning fra én person – dette kaldes normalisering. Tabel 17 viser de anvendte normaliseringsreferencer for omregning til personækvivalenter.

Ved normalisering tages der ikke stilling til de enkelte kategoriers relative betydning mht. miljøpåvirkning. Dette kan i stedet gøres ved en vægtningsprocedure, hvor politisk opstillede mål for reduktion af bidrag til den pågældende påvirkningskategori afgør emissionens vigtighed – jo mindre emissionsreduktion, der er opnået i forhold til de politiske mål, desto vigtigere anses emissionen for at være. I denne rapport benyttes karakterisering (dvs. beregning af kategori-indikatorresultater, hvor påvirkningsbidragene fra hver enkel emission kvantificeres og summeres inden for hver påvirkningskategori) og normalisering (dvs. beregning af størrelsen af kategori-indikatorresultater i forhold til referenceværdier), men ikke vægtning, da denne procedure er forbundet med stor usikkerhed, og i henhold til ISO 14040-standarderne ikke må udføres i en sammenlignende LCA-rapport, der er offentligt tilgængelig.

For det andet bør påvirkningskategorierne ikke tillægges samme betydning. De ikke-toksiske påvirkningskategorier, som der internationalt er konsensus om – både mht. beregningsmetode og størrelsen af normaliseringsreferencen – bør tillægges større betydning end de toksiske påvirkningskategorier, som igen bør have forrang for de ”andre” kategorier, hvis udbredelse i LCA-afrapporteringer pt. er mere begrænset. Dette afspejler sig i nærværende rapport bl.a. i, at resultaterne for ikke-toksisk, toksiske og ”andre” påvirkningskategorier vises i forskellige figurer med de ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger placeret først i teksten.

TABEL 17

NORMALISERINGSREFERENCER FOR DE INKLUDEREDE MILJØPÅVIRKNINGSKATEGORIER.

Potentielle miljøeffekter	Enhed	Vigtige stoffer, som bidrager til miljøeffekt	#Personækvivalent-enhed/person per år (normaliseringsreference)
Drivhuseffekt	kg CO ₂ -ækv.	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CO	7730
Forsuring	kg SO ₂ -ækv.	SO ₂ , NO _x , NH ₃	54,8
Næringssaltbelastning	kg NO ₃ -ækv.	NO ₃ , NO _x , NH ₃ , PO ₄	45,9
Fotokemisk ozondannelse (smog)	kg C ₂ H ₄ -ækv.	VOC	13,4
Ozonnedbrydning	kg CFC11-ækv.	CFC-gasser	0,0205
Human toksicitet via luft	m ³ luft	VOC	3,58 * 10 ¹⁰
Human toksicitet via vand	m ³ vand	Tungmetaller, Dioxin	4,72 * 10 ⁴
Human toksicitet via jord	m ³ jord	Tungmetaller, VOC	8060
Økotoksicitet vand kronisk	m ³ vand	PAH, Tungmetaller	2,96 * 10 ⁶
Økotoksicitet jord	m ³ jord	Tungmetaller, VOC	2,22 * 10 ⁵
Lagret toksicitet til jord	m ³ jord	Tungmetaller	506
Lagret toksicitet til vand	m ³ vand	Tungmetaller	1,14 * 10 ⁷
Ødelagt grundvandsressource	m ³ vand	NO ₃ , Cl	2,9 * 10 ³

#Normaliseringsreferencer for Europa for 2004 er anvendt, som beskrevet af Laurent et al. (2011), eksklusiv normaliseringsreferencerne for ødelagt grundvandsressource, som er beregnet af DTU Miljø og lagret toksicitet til jord og vand beregnet af DTU Management.

Som supplement til UMIP-metodens miljøvurderingskategorier medtages tre kategorier, der er væsentlige i forhold til de miljømæssige aspekter omkring affald. "Ødelagt grundvandsressource" kvantificerer hvor meget grundvand en udsivning fra et deponi eller en materialeudnyttelse, for eksempel anvendelse af kompost på landbrugsjord, potentielt kunne ødelægge på grund af udvaskningen af salte, organisk stof og tungmetaller (Christensen et al., 2007). "Lagret toksicitet" opgør i toksicitetstermer den mængde tungmetaller, der er tilbage i deponier og konstruktioner indeholdende affald efter den tidsperiode, som indgår i miljøvurderingen. Det vil sige, at tungmetaller, der er tilbage efter for eksempel 100 år, vil blive husket og opgjort som "lagret toksicitet" (Hauschild et al., 2008).

Ressourceforbruget er også opgjort i dette projekt. For alle ressourcer gælder det, at massen af de rene materialer opgøres. Ressourceforbrug omregnes ligesom miljøpåvirkninger til en fælles enhed i form af en personreserve (PR eller mPR), hvor det faktiske forbrug vægtes i forhold til forsyningshorisonten af de enkelte ressourcer. Personreserven beskriver således ressourceforbruget i forhold til den mængde en gennemsnitsperson samt dennes efterkommere råder over. Vægtningssreferencer for de ressourcer, som er opgjort i projektet, er vist i Tabel 18. Der gøres dog opmærksom på, at der generelt råder temmelig stor usikkerhed i vurderingen af forsyningshorisonterne – herunder at flere mennesker med stigende behov for materielle goder og køddiæt og andre faktorer, f.eks. øget produktion af biomasse med gødningsbehov, kan give lavere forsyningshorisonter for nogle ressourcer.

TABEL 18

VÆGTNINGSFAKTORER FOR RESSOURCEFORBRUG I UMIP-METODEN. FOR FOSFOR DOG BEREGNET SÆRSKILT AF DTU TIL DENNE RAPPORT. DET UNDERSTREGES, AT DE ANGIVNE TAL FOR RESERVER OG FORBRUG ER FORBUNDET MED VÆSENTLIG USIKKERHED.

	Produktion 1000 ton/år	Reserve 1000 ton	Normalise- rings- reference kg/pers/år	For-synings- horisont År	Vægtnings- faktor år ⁻¹	Kilde
Jern	625.000	80.000.000	97,9	128,0	0,00781	1
Nikkel	1400	62.000	0,22	44,2	0,02260	1
Mangan	11.000	380.000	1,72	34,6	0,02890	1
Krom	5300	250.000	0,83	47,2	0,02120	1
Stenkul			602	124,4	0,00804	2,3,4
Uran			0,006	98,0	0,01020	5
Kobber	14.500	470.000	2,27	32,4	0,03090	1
Naturgas	2.261.000	151.000.000	353	66,8	0,01500	2
Råolie	3.867.900	161.900.000	604	41,9	0,02390	2
Zink	9100	220.000	1,42	24,2	0,04140	1
Alumi- nium	28.900	4.260.000	4,52	147,4	0,00678	1
Brunkul			264	254,5	0,00393	2,3,4
Fosfor	17.500	2.358.000	4,7	134,7	0,00742	6

Kilder:

/1/ USGS (2005), /2/BP (2005), /3/Wenzel et al. (1997), /4/ EIA (2003), /5/ AIEA et al. (2004), /6/ Beregnet i denne rapport fra Cordell et al. (2009) og Ott & Rechberger (2012). Vægtningsfaktoren for fosfor er ikke inkluderet i UMIP-metoden

4.10. LCA-modellen EASEWASTE

LCA-modelleringen er gennemført med LCA-modellen EASEWASTE (Environmental Assessment of Solid Waste Systems and Technologies), der er udviklet ved Danmarks Tekniske Universitet. Med udgangspunkt i en detaljeret kemisk sammensætning af op til 48 materialefraktioner i affaldet beregner EASEWASTE masse-flow, ressourceforbrug og emissioner fra affaldssystemer, som defineres af brugeren. EASEWASTE omfatter kildesortering, indsamling og transport af affald, materialeopbevaringsfaciliteter, forbrændingsanlæg, komposteringsanlæg, biogasanlæg, kombinerede biogas- og komposteringsanlæg, deponeringsanlæg, anvendelse af organisk affald i jordbruget, genanvendelse af materialer, energiudnyttelse samt materialeudnyttelse.

Modellen indeholder data for udvalgte anlæg og processer, men tillader også at specifikke anlæg opstilles og gemmes i modellen. Scenarier med flere strenge kan opstilles for et givet system startende med affaldsgenereringen og afsluttende med slutdisponeringen i et deponi, ved industriel materialeanvendelse, udspredd på landbrugsjord, udnyttelse i energianlæg eller ved materialeudnyttelse. Hvor der sker materialeanvendelse, energiudnyttelse eller materialeudnyttelse, krediteres affaldssystemer for de ressourcemæssige og miljømæssige besparelser, der opnås ved, at den tilsvarende produktion baseret på jomfruelige materialer undgås. EASEWASTE integrerer miljøpåvirkninger over de første 100 år, og dette er således den tidsperiode, som miljøvurderingen dækker. EASEWASTE indeholder databaser for en række centrale processer, for eksempel for transport, elektricitets- og varmfremstilling. EASEWASTE-modellen er nærmere beskrevet i Kirkeby et al. (2006).

4.11. Rapportformat, målgrupper og kritisk gennemgang af resultater

Rapporten beskriver en sammenlignende livscyklusvurdering beregnet på offentliggørelse. Rapporten følger så vidt muligt principperne i ISO 14040 standarderne. Rapportens målgruppe er bl.a. Miljøstyrelsen, kommunerne samt forskellige aktører i affaldsbranchen. Livscyklusvurderingen

er blevet eksternt evalueret ved en løbende proces af Anders Schmidt og Nanja Hedal Kløverpris begge fra FORCE Technology. Den endelige evalueringsrapport for LCA'en kan findes i Bilag 14.

5. Forudsætninger for miljøvurdering

Kapitel 5 omhandler kortlægningen af livscyklus for affaldsbehandlingssystemerne for dagrenovation som beskrevet i de forskellige scenarier. Livscyklusopgørelserne (LCI dvs. Life Cycle Inventories) danner grundlag for modellering af scenarierne i EASEWASTE, således at samtlige emissioner, energiproduktion og energiforbrug samt ressourceforbrug for de enkelte behandlingsteknologier og behandlingsfaser indgår. Kapitlet beskriver, hvordan livscyklusopgørelserne i projektet er fremskaffet og efter hvilke principper, de er udvalgt.

Kapitlet er bygget op således, at den generelle opbygning af scenarierne præsenteres først, hvilket inkluderer en beskrivelse af de livscyklusstadier, som indgår i scenarierne, dvs. indsamling, transport, behandling og genanvendelse. Derefter beskrives de eksterne processer, som ikke indgår direkte i affaldssystemet, herunder primærproduktion af substituerede materialer samt substitueret energi i form af elektricitet og fjernvarme.

Der indgår kun få egentlige livscyklusopgørelser (LCI'er) i kapitlet – det er i højere grad principperne bag opgørelserne, der rapporteres. Fuldstændige LCI'er over samtlige processer og livscyklusstadier kan findes i rapportens Bilag 8.

5.1. Scenarier

Scenarierne beskrives med indsamling, transport og behandling af affaldet, mens de enkelte teknologier beskrives i detaljer i de efterfølgende afsnit. Det er scenariernes overordnede forskelle, der er fokus på – for en detaljeret beskrivelse inklusiv sorteringseffektiviteter henvises til systembeskrivelsen.

Scenarie 1

Basis-scenariet³² er ”business-as-usual”. Glas og papir kildesorteres og indsamles i kuber, hvorefter det bliver transporteret til de respektive genanvendelsesanlæg. Pap, plast og metal fra dagrenovationen kildesorteres i meget begrænset omfang og bringes til genbrugsplads. Restaffaldet indsamles og transporteret til forbrændingsanlæg. Fra forbrændingsanlægget kommer der slagge, som anvendes til vejfyld, og flyveaske som sejles til Norge og deponeres (med samtidig anvendelse som syreneutralisering af andet deponeret affald). Desuden udsorteres 80 % af det indkomne jern og 50 % af det indkomne aluminium fra slaggen (der henvises til afsnit 5.3.2 for en nærmere beskrivelse af baggrunden for disse tal).

³² Det gøres opmærksom på, at de små mængder pap, metal og plast, som indsamles via genbrugsstationer, ikke indgår i modellering af affaldsstrømmene.

Scenarie 2AFZ

I scenarie 2 kildesorteres papir i en separat spand og ikke i kuber som i scenarie 1, og gennemgår derefter samme behandling som i scenarie 1. Desuden indsamles kildesorteret organisk affald, som transporteres til bioforgasning i henholdsvis et Aikan-anlæg (scenarie 2A) eller et biogasfællesanlæg (scenarie 2F). Det organiske slutprodukt udbringes på landbrugsjord. I scenarie 2Z foregår kildesorteringen af papir, organisk affald og restaffald i tre forskellige poser, som indsamles og transporteres til posesorteringsanlæg. Efter denne sortering er behandlingen af de tre fraktioner identisk med de øvrige scenarier.

Scenarie 3AFZ & 4

Scenarie 3AFZ har kildesortering af papir, pap, organisk affald, metal og plast. Behandlingen af det organiske affald er identisk med behandling i scenarierne 2AFZ. Metal og plast kildesorteres og indsamles. Efter opdelingen transporteres de respektive fraktioner til genanvendelse. Scenarie 3Z har samme behandlingsformer som 3AF, men de forskellige fraktioner kildesorteres og indsamles i seks forskellige poser: papir, pap, organisk, metal, plast og restaffald. Scenarie 4 er identisk med scenarie 3, dog med udeladelse af kildesortering af organisk affald og separat behandling heraf.

Scenarie 5AF, 6AF & 7:

I scenarie 5AF indsamles kildeopdelt metal, plast og pap, som transporteres til central automatisk finsortering (i metaltyper og plasttyper), hvorefter fraktionerne transporteres til genanvendelse. Desuden kildesorteres papir og organisk affald. Der indføres også supplerende mekanisk centralsortering af restaffaldet, som udsorterer papir, pap, glas, metal og plast til genanvendelse.

I scenarierne 6AF udføres den supplerende mekanisk centralsortering af restaffaldet ikke, men scenarierne er ellers identisk med scenarierne 5AF. Scenarie 7 inkluderer hverken den supplerende mekaniske centralsortering af restaffaldet eller kildesortering af organisk affald, men er ellers identisk med scenarierne 5AF.

5.2. Indsamling og transport

Det følgende afsnit om indsamling beskriver forskelle i dieselforbrug ved indsamling af forskellige affaldsfraktioner. Her indgår antallet af stop før bilen er fuldladet, komprimeringsgraden i lastrummet samt ved samlet indsamling af flere fraktioner på én gang den begrænsende fraktion, dvs. den fraktion som hurtigst fylder lastrummet op. Den første parameter bestemmes i høj grad af boligtypen, hvorimod de resterende er et resultat af hvilken affaldsfraktion, der er tale om.

Affaldsindsamling i EASEWASTE defineres som fasen fra den første affaldsbeholder tømmes i indsamlingsbilen til bilen er fuldladet. Transport fra holdeplads til stedet, hvor indsamlingen begynder, samt transport til behandlingsanlæg er ikke inkluderet i dieselforbrug ved indsamling. Modellering af affaldsindsamling i EASEWASTE er karakteriseret ved at dieselforbruget måles i liter per ton affald (våd vægt), dvs. afstanden indgår ikke i beregningen af dieselforbruget til indsamling. Dette skyldes, at den kørte afstand til stor del er en funktion af boligtype og affaldsfraktion. Når man kender boligtype og hvilken affaldsfraktion, der er tale om, vil indsamlingsbilens kørestrækning være meget ens for geografisk forskelligt placerede ruter, og det er ikke nødvendigt at kende længden af strækningen for den specifikke indsamlingsrute.

Fasen "Transport" i EASEWASTE begynder, når bilen er fuldladet og slutter ved behandlingsanlægget. Forbruget af diesel måles i liter per ton km. I modsætning til indsamling foregår transporten uden gentagne stop og tømninger, og bruger derfor mindre diesel.

Ved indsamling såvel som transport er der forskelle i dieselforbrug for forskellige affaldsfraktioner; desuden er der for indsamlingen også forskel på om afhentningen sker hos enfamiliehuse eller etageboliger. De vigtigste grunde til forskellene i dieselforbrug er listet her:

- Antallet af stop før 1 ton er indsamlet er meget forskellig for de forskellige fraktioner. F.eks. indsamles de forskellige plasttyper i små mængder af gangen og giver derfor mange stop, før lastbilen er fyldt. Desuden er af antallet af stop også grunden til, at der anvendes mere diesel ved indsamling fra enfamiliehuse sammenlignet med etageboliger.
- Graden af komprimering er afgørende for, hvor meget man kan fylde i lastbilen; her er det især plasttyperne og metalemballage, som fylder meget, og som er svære at komprimere.
- Ved indsamling af flere fraktioner i samme lastbil der altid være ét rum, som fyldes først, og på den måde bliver den begrænsende faktor.
- Ved transport er der forskelle i dieselforbruget for lastbilen, der anvendes til indsamling, hvilket skyldes, at der anvendes forskellige typer af lastbiler, og/eller at de er fyldt til mere eller mindre grad

Dieselforbrug for samtlige affaldsfraktioner og boligtyper i scenarierne er angivet i Tabel 19.

TABEL 19
DIESELFORBRUG VED INDSAMLING AF AFFALDSFRAKTIONER FRA FORSKELLIGE BOLIGTYPER.

Liter/ton våd vægt	Enfamiliehuse	Etageboliger	Vægtet gennemsnit for 150.000 enfamiliehuse + 100.000 etageboliger
Papir, kube ¹	4,9	4,9	4,9
Papir, indsamling ¹	6,59	3,49	5,35
Pap ²	7	3,5	5,6
Plast ²	7	3,5	5,6
Metal ²	7	3,5	5,6
Organisk ¹	7,2	3,6	5,76
Restaffald ¹	3,27	1,57	2,59
Glas ¹ , kuber	4,9	4,9	4,9
Poser ¹ , optisk sortering	3,27	1,57	2,59

1: Fra EASEWASTE-databasen. 2: For enfamiliehuse som for det tyske DSD-system (Nilsson & Christensen, 2011); for etageboliger er dieselforbruget antaget at være det halve.

Efter indsamlingen af affaldsfraktionerne bliver de transporteret (i samme lastbil) til den første behandling, som kan være sortering, balletering, forbrænding eller biologisk behandling. Hvis det første anlæg udfører sortering eller balletering, transporteres fraktionerne derefter (med lastbil) til deres respektive genanvendelsesanlæg. Er det første anlæg derimod et forbrændingsanlæg eller et biologisk behandlingsanlæg, er outputtet henholdsvis aske og kompost/digestat. Asken er opdelt i slagge og flyveaske; slaggen transporteres med lastbil til vejbygning og flyveasken transporteres med skib til deponi i Norge. Digestatet/komposten transporteres med lastbil til landbrug. I Tabel 20 ses dieselforbruget (liter) ved transport per ton km.

TABEL 20
DIESELFØRBRUG VED TRANSPORT AF AFFALDSFRAKTIONER.

l/ton km	Fra indsamlingens ophør til første behandlingsanlæg	Transport til genanvendelsesanlæg	Transport af (rest)produkter fra behandlingsanlæg
Papir, kube	0,13 (balleteringsanlæg)	0,02	
Papir, indsamling	0,12 (balleteringsanlæg)	0,02	
Pap	0,12 (balleteringsanlæg)	0,02	
Plast	0,12 (sorteringsanlæg)	0,02	
Metal	0,12 (sorteringsanlæg)	0,02	
Organisk (KOD)	0,12 (Aikan eller biogasfællesanlæg)		0,02 (kompost el. udrådnat KOD til landbrug)
Glas, kuber	0,13 (sorteringsanlæg)	0,02	
Posesystem, optisk sortering	0,085 (sorteringsanlæg)	0,02	
Restaffald	0,085 (forbrændingsanlæg)		0,02 (slagge til vejbygning)/ 0,000513 (flyveaske med skib til deponi)

For både indsamling og transport er eksisterende teknologier fra EASEWASTE anvendt. Disse teknologier er baseret på EURO V standarden, men da nærværende projekt kræver, at EURO VI standarden bliver overholdt, er teknologierne blevet opdateret til at overholde EURO VI standarden ved at reducere udledningerne i de respektive kategorier til grænseværdierne, se Tabel 21.

TABEL 21
GRÆNSEVÆRDIER FOR EMISSIONER I EURO V OG EURO VI STANDARDER.

Emissioner (g/kWh)	CO	Kulbrinter	NO _x	PM
EURO V	1,5	0,46	2,0	0,02
EURO VI	1,5	0,13	0,4	0,01

Fra "EU Emission Standards for HD Diesel Engines" (<http://www.dieselnet.com/standards/eu/hd.php>)

5.3. Behandlingsanlæg

I dette afsnit beskrives de forskellige typer behandlingsanlæg, som indgår i scenarierne. Det drejer sig om balleterings- og sorteringsanlæg, forbrændingsanlæg, anlæg til biologisk behandling (Aikan- og biogasfællesanlæg) samt genanvendelsesanlæg. Under genanvendelsesanlæg er også beskrevet den type primærproduktion, som de recirkulerede materialefraktioner erstatter. For de enkelte behandlingsanlæg er de vigtigste parametre angivet som sammenligningsgrundlag – for egentlige livscyklusopgørelser henvises til rapportens Bilag 8.

5.3.1. Balleteringsanlæg og sorteringsanlæg (MRF's - material recovery facilities)

Balleteringsanlæg og sorteringsanlæg modelleres i EASEWASTE som MRF's (material recovery facilities). MRF's i EASEWASTE sorterer indkommet affald vha. transferkoefficienter, som specificerer procentdelen af forskellige materialefraktioner, som ender i de respektive sorteringsfraktioner. Energiforbrug i form af diesel og elektricitet specificeres per ton indkommet affald. Eventuelle emissioner på anlægget kan modelleres, men denne mulighed er ikke benyttet i projektet.

Balleteringsanlæg tager imod kildesorterede materialer som papir, pap og plast, mens metal og glas ikke balleteres. Der foretages ingen finsortering af de modtagne materialer. Anlægget forbruger strøm til stationære maskiner og dieselolie til mobile maskiner.

En type sorteringsanlæg tager imod kildeopdelt ren pap, plast og metal samt imod restaffald, som ikke indeholder den organiske fraktion. Karton består af emballagekarton. Plast består af både blød og hård plast. Metal består af både jern og andet metal (f.eks. aluminiumsdåser).

Optisk posesortering

En anden type sorteringsanlæg tager imod kildesorterede materialer som papir, pap, plast, metal organisk og en restfraktion. Disse materialer er af husholdningerne placeret i separate poser af forskellig farve i samme indsamlingsbeholder - i alt 3 eller 6 forskellige fraktioner.

Posesorteringsanlægget er i stand til optisk at sortere poserne ud fra den pågældende farve.

Genanvendelige materialer føres til genanvendelsesvirksomheder uden forudgående finsortering.

Anlægget indeholder desuden balleteringsfaciliteter for papir, pap og plast. Restaffald føres videre

til efterfølgende behandling (forbrænding). Organisk affald føres til biologisk behandling

(bioforgasning). Energi- og dieselforbruget for de enkelte MRF's er anført i Tabel 22. 5 % af de

indkomne genanvendelige fraktioner antages at blive fejlsorteret og videreføres til forbrænding.

TABEL 22
ENERGIFORBRUG PÅ DE FORSKELLIGE TYPER MRF'S.

Anlæg	Elektricitetsforbrug (kWh/ton)	Dieselforbrug (L/ton)
Balletering (papir, pap, plast)	10	1,2
Sortering (plast og metal)	73	1
Posesortering	17	1

5.3.2. Forbrændingsanlæg

For et forbrændingsanlæg, såvel som for forbrænding af biogas, vil den samlede energivirkningsgrad bestemme hvor meget energi, som substitueres. Som det ses af afsnit 5.4 vil desuden forholdet mellem el- og varmegivningsgrader spille en vigtig rolle for teknologiens miljøprofil, idet høj elvirkningsgrad vil være fordelagtigt på bekostning af en lavere varmegivningsgrad.

Det anlæg, der indgår i vurderingen, er specificeret som et "barmarksanlæg" opført i referenceåret 2020 med state-of-the-art røggasrensningsteknologi inklusiv røggaskondensering (der benyttes en gennemsnitsværdi for effekten af røggaskondensering, dvs. der er ikke korrigeret for eventuelle ændringer i vandindhold i affaldet i forskellige scenarier). Der er ikke foretaget nogen egentlig teknologifremskrivning, så anlægget tænkes bygget med fuldskalateknologi kendt i 2012.

Mht. forbrændingsanlæggets el- og varmegivningsgrad tages der udgangspunkt i en tidligere rapport udført for affald danmark "Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer" (Møller et al., 2008). I forbindelse med udarbejdning af "Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer" blev der nedsat en styregruppe med repræsentanter fra bl.a. Vestforbrænding og AffaldVarme Århus, Energistyrelsen samt DONG, som tog stilling til energieffektiviteten på et fremtidigt forbrændingsanlæg. Styregruppen kom frem til et tænkt fremtidigt højtydende forbrændingsanlæg med en samlet energieffektivitet på 95 % fordelt på el- og varmeproduktion med hhv. 22 og 73 % (netto, dvs. fratrukket egetforbrug) af affaldets nedre brændværdi. Disse værdier er ligeledes anvendt i nærværende rapport.

Til sammenligning kan anføres tal for energieffektivitet for fremtidige affaldsforbrændingsanlæg fra rapporten "Technology Data for Energy Plants" (Energistyrelsen, 2012 b). Her er for et anlæg i 2020 (med røggaskondensering, men uden køletårne til bortkøling om sommeren) angivet en samlet nettoeffektivitet på 97 % af affaldets nedre brændværdi med en nettoelvirkningsgrad på 26 %. I en fodnote er det dog anført, at "In Denmark, the actual annual efficiency is around 93 %". Det er derfor, med Miljøstyrelsens accept, valgt at bibeholde de ovenfor angivne nettoenergieffektiviteter på el- og varmeproduktion på hhv. 22 og 73 % i nærværende rapport. Det antages at være realistiske værdier, der kan opnås under gennemsnitlige produktionsforhold i Danmark. De højere værdier fra "Technology Data for Energy Plants", som antages at beskrive optimale drifts- og produktionsforhold, indgår i en følsomhedsanalyse.

Mht. forbrændingsanlæggets emissioner samt forbrug af hjælpestoffer og energi anvendes data fra Vestforbrænding I/S fra deres ovnlinje 5 fra 2011. Der er tale om et anlæg med relativ høj el-virkningsgrad, meget effektivt røggasrensning samt røggaskondensering, og det skønnes at dette anlæg kan benyttes til at repræsentere et state-of-the-art anlæg, som det vil se ud i 2020 mht. røggasrensning og egetforbrug.

En vigtig parameter for affald, der behandles på et forbrændingsanlæg, er, i hvor høj grad det er muligt at udsortere jern og aluminium (og andre ikke-magnetiske metaller) fra slaggen til genanvendelse. Data på dette område er relativt sparsomme. For at modellere udsortering af metal fra slaggen korrekt, skal der opstilles en massebalance, som vha. transferkoefficienter relaterer indholdet af metal i affaldet til den udsorterede mængde. Baseret på DTU Miljøes viden om indhold af metal i slagge samt kendskab til affaldssammensætning af restaffald vurderes det, at jern kan udsorteres fra slaggen med ca. 80 % effektivitet. Mht. aluminium er oplysningerne meget forskellige: Grosso et al. (2011) angiver udsorteringseffektiviteter, baseret på en litteraturundersøgelse samt egne data, spændende fra nogle få procent til op mod 90 % af indholdet i affaldet. DTU Miljø har vurderet 50 % udsorteringseffektivitet som en realistisk værdi, selvom potentialet teknisk set er væsentligt højere, og anvender derfor denne værdi i projektet for udsortering af aluminium fra slaggen. Kvaliteten af det udsorterede metal antages at være på højde med kildesorteret metalaffald. Dette er ikke fuldt korrekt, men på grund af mangel på data, modelleres metaludsortering på denne måde i livscyklusvurderingen.

Den fuldstændige livscyklusopgørelse for forbrændingsanlægget kan findes i Bilag 8.

5.3.3. Biogasanlæg

Aikan

Aikan-anlægget er et kombineret biogas- og komposteringsanlæg, som hovedsagelig behandler bioaffald med oprindelse i kildesorteret organisk dagrenovation (KOD). Anlægget består af en modtagehal og et antal 600 m³ store procesmoduler med tilhørende biogasreaktor samt mekanisk udstyr til håndtering af affald og strukturmateriale. Ved ankomst til anlægget forsorteres bioaffaldet, idet plastposer åbnes og til en vis grad fjernes sammen med diverse andre urenheder vha. en foderblander, tromlesold mv.

Den kombinerede biologiske behandling indledes ved at affald iblandet strukturmateriale, hovedsageligt neddelte have- parkaffald, anbringes i procesmodulerne, hvorefter det under anaerobe forhold overrisles med vand. Her foregår syredannelse ved hydrolyse og fermentering. Perkolatet fra overrislingen udveksles med en procestank for biogasproduktion; eventuelt spildevand medregnes ikke i LCA'en (mængden af spildevand på Aikan-anlæg er normalt meget begrænset). Biogasprocessen foregår ved ca. 38 °C, dvs. processen er mesofil. Energi til opvarmning af procestanken tages fra gasmotorens overskudsvarme. Efter endt biogasproduktion initieres kompostering af affaldet ved at suge luft gennem procesmodulerne, mens udvekslingen af perkolat med procestanken stoppes. Under komposteringen stiger temperaturen, og affaldet udsættes for minimum 55 °C i minimum 2 uger ('kontrolleret kompostering' jf. Slambekendtgørelsen). Under komposteringsprocessen ledes procesluften fra modulerne gennem et biofilter. Efter komposteringsfasen med aktiv beluftning i procesmodulerne flyttes kompostmaterialet på nuværende tidspunkt i åbne miler til eftermodning.

En tidligere LCA af Aikan-anlægget (Møller, 2012) har vist, at ammoniakfordampning fra eftermodningsprocessen har væsentlig betydning for anlæggets miljøprofil, idet den forårsager potentiel forsurelse og næringssaltbelastning. For at forebygge dette kan man overdække eftermodningsmilerne og lede afgangsluften gennem et biofilter, så man undgår ammoniakfordampning til miljøet fra komposteringsprocessen. Det er antaget, at Aikan-anlæg i fremtiden vil blive udstyret med overdækning af komposteringsmilerne, og Aikan-anlægget er derfor modelleret således i nærværende rapport. Det gøres opmærksom på, at dette er en vigtig forudsætning for resultater i rapporten.

Aikan-anlægget modelleres med følgende nøgleparametre: ca. 56 % af metanpotentialet i affaldet udnyttes, og biogassen bliver udnyttet i en gasmotor på anlægget. Gasmotorens el- og varmeeffektivitet var hhv. 40,6 og 49,4 % af den nedre brændværdi af metangassen. Produktionen af metan udgør 60 Nm³/ton sorteret KOD med den benyttede affaldssammensætning.

Restaffald fra sortering føres videre til efterfølgende behandling (forbrænding). Anlægget er bl.a. på grund af sorteringen forholdsvist robust overfor ikke-organiske komponenter i det kildesorterede affald. Desuden frasorteres der også ikke-organiske komponenter efter komposteringen. Dette medfører, at sorteringsvejledningen til husholdningerne kan være mindre restriktiv omkring ikke organiske materialer, som hæfter sig på det organiske. Herved kan opnås, at en større andel af det organiske affald kan udsorteres ved kilden. Efter kompostering og forgasning er den biologiske del af affaldet egnet som kompost til udbringning på landbrugsjord.

En fuldstændig beskrivelse af livscyklusopgørelsen for Aikan-anlægget kan findes i Møller (2012).

Biogasfællesanlæg (inklusive forbehandling af KOD med skruepresse)

I biogasfællesanlægget blandes den kildesorterede organiske dagrenovation med svinegylle. Det beskrevne anlæg antages at være et mesofilt anlæg med en gennemsnitlig opholdstid på omkring 20-21 dage. Modellering i EASEWASTE af dette anlæg bygger på COWI (2012).

Affald, der behandles i biogassfælses anlæg skal være pumpbart og det er blandt andet derfor vigtigt, at den kildesorterede organiske dagrenovation forbehandles grundigt. Der findes en lang række mere eller mindre udviklede teknologier til forbehandling af KOD, bl.a. repræsenteret på biogasanlæg i Sverige. En gennemgang af de væsentligste forbehandlingsteknologier på svenske anlæg kan findes i Bernstad et al (2012). På baggrund af disse erfaringer er det valgt at inkludere en kombination af poseåbner og skruepresse som forbehandling i denne vurdering. Forbehandlingen kan yderligere suppleres med f.eks. en magnet til fjernelse af metal og et system (f.eks. OrgaSep™ kendt fra Norge) for at få yderligere organisk tørstof med over i biopulpen til biogasanlægget, men disse muligheder er ikke inkluderet her. En poseåbner sørger for at rive poserne op, mens forbehandling i en skruepresse primært har til formål at fjerne plast og andet uorganisk materiale samt at findele affaldet. Resultatet af forbehandling med en skruepresse er to fraktioner: en flydende biomasse med højt organisk indhold og et væsentligt vandindhold samt en tørrere restfraktion, som sendes til affaldsforbrænding.

Brug af kompost/digestat³³ på landbrugsjord

Mht. emissioner fra udbringning af komposteringsprodukter modelleres de ikke direkte i EASEWASTE, men indgår som færdigberegnete koefficienter fra simuleringer i agro-økosystemmodellen DAISY, som anvendes af Institut for Jordbrug og Økologi, KU-LIFE. Daisy er en computerbaseret matematisk model, der kan simulere og integrere processer i jord, planter og atmosfære. Modelleringen af udbringning af kompost/digestat inkluderer følgende processer, som resulterer i tab af næringsstoffer til miljøet: ammoniakfordampning, dannelse af lattergas, udsivning gennem dræn og nedsivning til grundvand. Desuden kvantificeres kulstoflagring i jorden. Emissionskoefficienter beregnes i DAISY-modellen for en række scenarier, der dækker forskellige klima- og jordbundsforhold, sædskifter, samt om der er tale om dyrehold eller plantebrug. Se f.eks. Bruun et al. (2006) for en beskrivelse af emissionskoefficienter for forskellige scenarier.

Emissionskoefficienterne indgår i EASEWASTE-modulet "Use-on-land", der ligeledes beregner substitutionseffekten af N, P og K-indholdet i komposten/digestatet. Mht. N benyttes en substitutionseffekt på 20 og 40 % for hhv. kompost og digestat (jf. krav fra Plantedirektoratet (2011)). For P og K anses 100 % af indholdet i kompost/digestat for at substituere handelsgødning. I Hansen et al. (2006) beskrives relationen mellem emissionskoefficienter beregnet vha. DAISY og EASEWASTE-modellen. Valg af livscyklusopgørelse (LCI) for den erstattede fosforhandelsgødning fremgår af Bilag 9.

Der gøres opmærksom på, at modelleringen af udbringning af kompost/digestat ikke inkluderer alle tænkelige påvirkninger, f.eks. er en eventuel plantesygdomshæmmende effekt samt øget biodiversitet ikke taget i betragtning. Kompost/digestats jordforbedrende effekt pga. indhold af organisk kulstof, som giver sig udtryk i lettere pløjning af jorden, er dog inkluderet i form af en dieselbesparelse som godskrives komposten/digestaten. Dieselbesparelsen er estimeret til 5 l per ton kompost/digestat ud fra data i Bruun et al. (2012).

5.3.4. Genanvendelses anlæg inkl. primærproduktion

Der er i alt ti materialefraktioner, som går til genindvindings anlæg, og det vil her blive beskrevet, hvad processerne inkluderer, og hvad de substituerer. Til sidst i afsnittet er der fire tabeller, som viser de enkelte processer, hvilke processer de substituerer, CO₂ besparelserne ved genanvendelse (da denne parameter er afgørende for processens miljøprofil) og effektiviteten af genanvendelsen samt et kvalitetsindeks for de benyttede processer.

³³ "Digestat" betegner her i rapporten den flydende rådnerest fra biogasproduktion

Papirgenanvendelses anlæg

Papiranlægget modtager kildesorteret og balleteret blandet papir (som aviser, reklamer og magasiner) fra husholdningerne. Papiret blandes med vand (laves til pulp), hvorefter fremmedlegemer fjernes mekanisk. Næste skridt i processen er fjernelse af blæk og toner. Når pulpen er færdigbehandlet, tørres blandingen, og det færdige avispapir fremstilles heraf. Papirgenanvendelses anlægget antages at ligge i Sverige.

Primærprocessen, som fortrænges, er fremstilling af papir ud fra jomfruelige materialer, dvs. træ. Processen inkluderer europæisk produktion af papir. Transport til fabrikken, håndteringen af træ samt mekanisk pulpning - blegning og selve papirproduktionen - intern energiproduktion og spildevandsbehandlingen er inkluderet. Primærproduktionen af papir antages at foregå i Sverige.

Træ betragtes som en begrænset ressource, hvorfor genanvendelsesprocessen inkluderer en proces for forbrænding af sparet træ med tilhørende energiproduktion samt en tilhørende besparelse af energiproduktion i form af marginal el og varme. Det er her forudsat, at overskydende træ benyttes til energifremstilling, men det kunne også benyttes til byggemateriale. På baggrund af den store fokus på CO₂-neutral energifremstilling er det dog valgt at antage, at det sparede træ udelukkende benyttes til energiproduktion.

Papgenanvendelses anlæg

Papgenanvendelses anlægget modtager kildeopdelt og balleteret pap. Anlægget inkluderer genanvendelsesprocessen af papprodukter, og fremgangsmåden er magen til papiranlæggets. Produktet fra processen er dog pap. Papgenanvendelses anlægget antages at ligge i Sverige.

Primærprocessen, som fortrænges, er fremstilling af pap fra jomfruelige materialer, dvs. træ. Primær processen er identisk med primærprocessen for papir, men har pap som output. Primærproduktionen af pap antages at foregå i Sverige

Plastgenanvendelses anlæg

Der er tale om genanvendelsesprocesser som inkluderer high density polyethylen (HDPE), low density polyethylen (LDPE), polyethylenterephthalat (PET), polypropylen (PP) og polystyrer (PS). Behandling for de fem plast typer er ens. HDPE, LDPE, PET, PP og PS-anlæggene modtager kildeopdelt og balleteret plast. Plasterne sorteres efter type, vaskes, tørres og laves til granulat. Produkterne er granuleret HDPE, LDPE, PET, PP og PS. Plastgenanvendelses anlæggene antages at ligge i Tyskland.

Primærprocesserne, der fortrænges, er produktion af HDPE, LDPE, PET, PP og PS-granulat ud fra jomfrueligt materiale, dvs. olieprodukter. Alle processer fra udvinding af råmaterialer til levering af granulat til plastfabrikkerne er inkluderet. Primærproduktionen af plast antages at foregå i Europa.

Jerngenanvendelses anlæg

Jerngenanvendelses anlægget modtager kildeopdelt og sorteret jern. Jernskrottet shreds, smeltes og støbes til senere produktion. Produkterne fra anlægget er jernplader i forskellige dimensioner og profiler til det europæiske marked. Jerngenanvendelses anlægget antages at ligge i Sverige.

Primærprocessen, som fortrænges, er fremstilling af stål ud fra jomfrueligt materiale, dvs. malm. Processen omfatter minedrift (for minedrift kan det ikke dokumenteres, at alle emissioner forbundet hermed er inkluderet i livscyklusopgørelsen, hvilket ligeledes er tilfældet for minedrift i forbindelse med aluminiums fremstilling), transport til værket, smeltning og støbning af jern. Da jernfremstilling er meget energitungt, er det vigtigt, hvilke energikilder, der anvendes. Primærproduktionen af jern antages at foregå i Sverige.

Aluminiumgenanvendelses anlæg

Aluminiumanlægget modtager kildeopdelt og sorteret aluminium. Ligesom for jern shreds, smeltes og støbes aluminiumskrottet til senere anvendelse. Produktet er aluminiumsblokke i forskellige dimensioner. Aluminiumgenanvendelses anlægget antages at ligge i Sverige.

Primærprocessen, som fortrænges, er fremstilling af jomfrueligt aluminium. Da aluminium fremstillet af jomfruelige materialer udgår fra bauxit, dvs. aluminiumoxid, kræves store energimængder for at reducere dette materiale til rent aluminium. Processen inkluderer minedrift, transport til værket, reduktion af bauxit, smeltning og støbning af aluminium. Som for jernfremstilling er anvendelse af energikilde af stor betydning for miljøprofilen af den valgte proces. Primærproduktionen af aluminium beskrives som et "world average".

Glasgenanvendelses anlæg

Glasgenanvendelses anlægget modtager kildeopdelt og sorteret glas. Anlægget inkluderer klargøring og sortering af glasskår, smeltning, støbning af nyt glas, køling, pakning og palletering. Produktet er nye glasflasker. Glasgenanvendelses anlægget antages at ligge i Danmark..

Primær processen som fortrænges er fremstilling af jomfrueligt glas. Processen inkluderer udvinding af råmaterialer, smeltning og støbning. Primærproduktionen af glas antages at foregå i Danmark.

Oversigt over genanvendelsesprocesser

Miljøgevinster ved at genindvinde papir, pap, plast etc. skyldes, at miljøpåvirkningerne i de fleste tilfælde er mindre ved genanvendelsesprocessen end ved fremstilling af nye materialer ved anvendelse af jomfruelige råstoffer. Den samlede miljøgevinst – nettobesparelsen - ved genanvendelse findes derfor ved at opgøre bruttobesparelsen i form af substitutionen, dvs. undgået produktion af nye materialer af jomfruelige råstoffer, og subtrahere miljøpåvirkninger ved selve genanvendelsesprocessen. Genindvundet materiale, f.eks. papir, substituerer fremstilling af nyt papir med en vis effektivitet, som kan beskrives som en procesteknisk samt en markedsmæssig erstatningsprocent (således er genanvendelse modelleret i EASEWASTE). Den markedsmæssige substitution viser til hvor stor del, genbrugspapiret erstatter nyt papir – her kan der være tale om en kvalitetsforringelse, som formindsker substitutionsraten.

De konkrete genanvendelsesprocesser og primærprocesser, der er valgt i projektet, er beskrevet i detaljer i notatet om udvælgelse af processer og teknologier, som forefindes i Bilag 7. Her i kapitel 5 vises to oversigtstabeller (Tabel 23 og Tabel 24), som indeholder procesnavn i database, referenceår samt hvilken database, processen stammer fra, for hhv. de i projektet anvendte genanvendelsesprocesser og primærproduktionsprocesser.

TABEL 23
ANVENDTE GENANVENDELSESPROCESSER.

Materialefraktion	Genanvendelsesproces (navn i database)#	Referenceår	Database
Papir	Recycling: Paper (Mixed high quality paper) to fine paper, Maglemølle + Dalum, DK, 2007	2007	EASEWASTE
Pap	Recycling: Paper (Cardboard and mixed paper) to cardboard, Fiskebybruk, Sweden, 2006	2006	EASEWASTE
Glas	Recycling: Glass cullets (colored) to new products (100 % recycled), Sweden, 2008	2008	EASEWASTE
HDPE	Recycling: Plastic to granulate, SWEREC, Sweden, 2006	2006	EASEWASTE
LDPE	Recycling: Plastic to granulate, SWEREC, Sweden, 2006	2006	EASEWASTE
PET	Recycling: Plastic to granulate, SWEREC, Sweden, 2006	2006	EASEWASTE
PP	Recycling: Plastic to granulate, SWEREC, Sweden, 2006	2006	EASEWASTE
PS	Recycling: Plastic to granulate, SWEREC, Sweden, 2006	2006	EASEWASTE
Jern	Recycling: Steel scrap to steel sheets, Sweden, 2007	2007	EASEWASTE
Aluminium	Recycling: Aluminium scrap to new alu sheets (remelting), Sweden, 2007	2007	EASEWASTE

#Genanvendelsesprocesserne er udvalgt som de mest repræsentative og datamæssigt af højst kvalitet for den pågældende type proces. Der er derfor ikke nødvendigvis overensstemmelse mellem den geografiske placering af disse processer og den geografiske placering af genanvendelsesprocesser, som antages at gælde for både LCA'en og den samfundsøkonomiske vurdering.

TABEL 24
ANVENDTE PROCESSER, SOM SUBSTITUERES VED MATERIALEGENANVENDELSE, DVS. PRIMÆRPRODUKTIONSPROCESSER.

Materialefraktion	Primærproduktionsproces (navn i database)	Reference-år	Database
Papir	Printing paper, Kvarnsveden, Sweden (incl. transportation), weighted avg. 2005/2007	2007	EASEWASTE
Pap	Cardboard, Skoghall Mill, Sweden, 2007	2007	EASEWASTE
Glas	Packaging glass, green, at plant DE S	2003	EcoInvent
HDPE	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant RER S	1999	EcoInvent
LDPE	Polyethylene, LDPE, granulate, at plant RER S	1999	EcoInvent
PET	Polyethylene terephthalate (PET) granulate, production mix, at plant, bottle grade RER	2009	ELCD
PP	Polypropylene, granulate, at plant RER S	1999	EcoInvent
PS	Polystyrene, expandable, at plant RER S	2002	EcoInvent
Jern	Steel Sheets (97.75 % primary), Sweden, 2008	2008	EASEWASTE
Aluminium	Aluminum, AL (Primary), world average, 2005	2005	EASEWASTE

Som eksempel på potentielle miljøbesparelser ved genanvendelse er der i Tabel 25 anført CO₂-besparelser for de materialefraktioner, som indgår i projektet. Det skal nævnes, at dette kun er en del af miljøbesparelsen, som omfatter en række andre stoffer og stofgrupper. CO₂-besparelserne består af en bruttobesparelse, som viser primærprocessens udledning, og nettobesparelsen som viser, hvor meget CO₂ der spares ved genanvendelsen. Forskellen på brutto- og nettobesparelse er således CO₂-besparelsen ved den samlede genanvendelsesproces. Effektiviteten er et udtryk for produktet af den tekniske- og markedsmæssige substitution. Den tekniske substitution beskriver,

hvor effektiv genanvendelsesprocessen er, f.eks. vil en teknisk substitution på 90 % betyde, at 10 % af det indgående materiale ikke bliver genanvendt. Den markeds-mæssige substitution beskriver, hvor godt det genanvendte materiale kan substituere det primære materiale på markedet.

TABEL 25
CO₂-BESPARELESER VED GENANVENDELSE (DER ER TALE OM DE SAMME PROCESSER, SOM I TABEL 23 OG TABEL 24). BIOMASSE ANTAGES AT VÆRE EN BEGRÆNSET RESSOURCE.

Genanvendelse af:	Substitution, dvs. primærproduktion som erstattes	CO ₂ besparelse (kg/ton)	#Effektivitet (%)
Papir	Kontorpapir	2800	84
Pap	Pap	1500	94
HDPE	HDPE granulat	1800	97
LDPE	LDPE granulat	1900	97
PET	PET granulat	3200	97
PP	PP granulat	1800	97
PS	EPS	3200	97
Jern	Jernplader	2500	87
Aluminium	Aluminium	10.700	94
Glas	Glasemballage	220	89

#Effektivitet: Samlet teknisk og markeds-mæssig substitution.

Udvælgelse af genanvendelsesprocesser og primærprocesser blev gjort som beskrevet i Bilag 7 "Notat om udvælgelse af genanvendelsesprocesser". En lang række processer blev screenet, og de mest repræsentative blev udvalgt på grundlag af en kvalitativ vurdering af et antal nøgleparametre. Som følge af denne procedure blev 10 genanvendelsesprocesser og primærprocesser udvalgt. Disse processer anses for at være af højest kvalitet og for at være de mest repræsentative for teknologier, som de forventes at se ud i 2020.

Kvalitetsindikatorindeks for de valgte genanvendelsesprocesser

For at opnå et mere kvantitativt udtryk for processernes kvalitet blev de udvalgte processer tildelt en kvalitetsindikatorværdi i 5 indikator-kategorier, som det ses i Tabel 26. Tabellen med tilhørende forklaringer til de enkelte indikator-kategorier findes i dokumentationen til Ecoinvents databaser (Frieschnecht et al., 2007) og bygger oprindeligt på Weidema & Wesnæs (1996). Som det ses, dækker indikator-kategorierne "troværdighed", "fuldstændighed" samt "tidsmæssig, geografisk og teknologisk overensstemmelse". Tildeling af indikatorværdi sker ved at sammenligne de anvendte processer med processerne, som de bør være for at passe ind i miljøvurderingens scenarier. For eksempel antages papirgenanvendelse at foregå i Sverige. Da den anvendte proces for papirgenanvendelse ligeledes beskriver svenske forhold, gives papirprocessen indikatorværdien 1 i kategorien "geografisk overensstemmelse", som er den højst opnåelige score (1 er bedst, 5 er dårligst). Mht. plastgenanvendelse antages selve genanvendelsesprocesserne at ligge i Tyskland; de udvalgte processer er dog geografisk placeret i Sverige, men da begge lande ligger i EU og må formodes teknologisk set at være på samme stade, tildeles plastgenanvendelsesprocesserne indikatorværdien 2.

TABEL 26
KVALITETSINDIKATORINDEKS FOR GENANVENDELSESPROCESSER OG TILHØRENDE
PRIMÆRPROCESSER ANVENDT I PROJEKTET.

Processer	#Indikatorværdier					
	Reliability	Completeness	Temporal correlation	Geographical correlation	Further technological correlation	Gennemsnit
Papir	1	4	5	3	2	3
Pap	1	4	4	1	2	2,4
Glas	1	4	4	3	2	2,8
HDPE	1	4	4	3	2	2,8
LDPE	1	4	4	3	2	2,8
PET	1	4	4	3	2	2,8
PP	1	4	4	3	2	2,8
PS	1	4	4	3	4	3,2
Jern	1	4	4	1	2	2,4
Aluminium	1	4	4	1	2	2,4
Primærprocesser						
Papir	1	3	4	1	2	2,2
Pap	1	3	4	1	2	2,2
Glas	2	4	5	2	2	3
HDPE	1	3	5	2	2	2,6
LDPE	1	3	5	2	2	2,6
PET	2	3	4	2	2	2,6
PP	1	3	5	2	2	2,6
PS	1	3	5	2	2	2,6
Jern	1	3	4	1	2	2,2
Aluminium	1	3	4	2	1	2,2

#I hver kategori scores processernes indikatorværdi på en skala fra 1 til 5, hvor 1 er bedst. Inddelingen i kategorier følger Weidema & Wesnæs (1996) med angivelse af krav til processerne for at opnå en bestemt indikatorværdi som beskrevet af Frieschknecht et al. (2007).

Det ses af tabellen, at processerne scorer den højeste kvalitet med indikatorværdier på 1 og 2 i kategorien "troværdighed" (reliability), hvilket skyldes, at processerne til stor del stammer fra anerkendte databaser og/eller bygger på publicerede rapporter fra pålidelige kilder, hvor de teknologiske processer er beskrevet i detaljer. Mht. "fuldstændighed" (completeness) er scorerne mindre gode, idet de ligger mellem 3 og 4. Det er generelt vanskeligt at afgøre, om der mangler data, og der er derfor anlagt en konservativ synsvinkel på processernes indikatorværdi i denne kategori.

Projektets referenceår er 2020, hvorved allerede eksisterende processer, der anvendes i miljøvurderingen, per definition ikke vil være tidsmæssigt korrelerede med referenceåret. Det bemærkes, at indikatorværdien 4, som er dominerende i kategorien "tidsmæssig overensstemmelse", betyder, at den temporære afstand mellem procesdata og referenceåret for miljøvurderingen ligger i intervallet 10-15 år, hvilket må anses for tilfredsstillende i et projekt med 2020 som tidsramme. Indikatorværdierne for "geografisk overensstemmelse" ligger mellem 1 og 3, og afspejler at detaljerede livscyklusopgørelser ikke altid er tilgængelige i præcis den geografiske region, som defineres i projektet. Scoren i kategorien "detaljeret teknologisk overensstemmelse" er god, totalt med et enkelt ettal, hvilket afspejler, at de anvendte processer er meget relevante i forhold til de i projektet beskrevne. Gennemsnittet for indikatorværdierne for samtlige genanvendelsesprocesser og primærprocesser ligger mellem 2,2 og 3. Disse gennemsnit skal dog tolkes med forsigtighed, idet de enkelte indikator kategorier ikke nødvendigvis bør tilskrives den samme vægt.

Den opnåede score for de anvendte processer understøtter således, at kravene til datakvalitet som beskrevet i ISO-standardens er opfyldt, især med henblik på, at miljøvurderingens referenceår nødvendigvis må medføre en dårlig score i indikator kategorien "tidsmæssig overensstemmelse".

5.4. Marginal energiproduktion

Projektet udføres som nævnt i sektion 4.2 "Overordnede principper" som en konsekvens-LCA. Ifølge konsekvenstankegangen benyttes marginale procesdata, dvs. data for de processer, som reelt påvirkes af systemet i stedet for gennemsnitsværdier. Det har potentielt væsentlig betydning i forbindelse med energisystemet, hvor affaldssystemet producerer el og varme, som substituerer hhv. el fra det nationale elnet og fjernvarme fra ét eller flere af Danmarks mange lokale fjernvarmenet.

Der har i projektet været en kontinuerlig proces i gang for at identificere de korrekte elektricitets- og varmeprocesser, der kan repræsentere marginal elektricitet og varmeproduktion i referenceåret 2020. Overordnet set benyttes marginal el beregnet af Energistyrelsen som fremstilles fortrinsvis på kul med små mængder gas og olie som andre brændsler. Energistyrelsen beregner ikke emissioner af bl.a. tungmetaller. De mest betydende af de manglende emissioner inkluderes derfor som beskrevet nedenfor, dvs. som emissioner fra eksisterende reguler-kraftværker. Desuden inkluderes livscyklusopgørelse for fremskaffelse af brændsler. Mht. fjernvarme ligger fremskrivningerne i "Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser på energiområdet" (Energistyrelsen, 2011) til grund.

5.4.1. Marginal el i Danmark

Den marginale el-produktion i Danmark, dvs. den el-produktion som påvirkes, når den "sidste" kWh forbruges eller spares, kan betragtes som produktionen på danske termiske kraftværker uden ledsagende kraftvarme, dvs. ved kondensdrift (Energistyrelsen, 2005).

Den marginale el-produktion i Danmark kan således mest hensigtsmæssigt beregnes som gennemsnittet af el produceret på kraftværker, der kører i kondensdrift. På nuværende tidspunkt, og i en årrække frem, vil brændselsforbruget til kondensdrift altovervejende være kul, men det kan på sigt delvis erstattes af gas, hvorved CO₂-emissionen ved marginal el-produktion vil sænkes betydeligt. Hvis man således ønsker at vurdere konsekvenser på langt sigt, kan det derfor være hensigtsmæssigt at udføre en følsomhedsanalyse med gas som brændselsgrundlag for marginal el-produktion. En sådan følsomhedsanalyse er inkluderet i nærværende projekt.

Emissioner af CO₂, SO₂ og NO_x forbundet med produktion af marginal el fremskrevet vha. Ramses-modellen til 2020 findes i Energistyrelsen (2005). I forbindelse med udarbejdning af en vejledning i CO₂-opgørelser (affald danmark, 2011), blev der dog foretaget nye beregninger af Energistyrelsen vha. Ramses-modellen. Disse data findes som baggrundsdata for en rapport af Astrup et al. (2011). Her findes emissionerne af CO₂, CH₄, N₂O, SO₂ samt NO_x per MWh marginal el fremskrevet med ét års intervaller til 2030. Energistyrelsen har efterfølgende tilvejebragt oplysninger fra Ramses-modelleringer om brændselssammensætningen af den marginale el i 2020: Den består af 91,3 % kul, 4,5 % fuelolie, 3,8 % naturgas samt 0,4 % andet brændsel hovedsagelig energiafgrøder.

Emissioner ved denne type produktion er langt større end emissioner ved gennemsnitlig el-produktion. Som eksempel kan anføres, at CO₂-emissionen ved forbrug af gennemsnitlig el i 2020 vil være 315 kg CO₂/MWh (Energistyrelsen, 2011), mens Ramses-fremskrivningen af marginal el til 2020 leder til emission af 842 kg CO₂/MWh (her er fremskaffelse af brændsler ikke medregnet).

El-produktion giver dog anledning til andre emissioner end ovennævnte, især partikler og tungmetaller har betydning. Da Ramses-modelleringer ikke medtager disse emissioner, og da der ikke findes fremskrevne data i litteraturen, fremstår der to muligheder: de kan udelades, eller man kan benytte tilgængelige data fra nutidig el-produktion som det bedste bud. Det er i nærværende projekt valgt at følge sidstnævnte metode, idet der anvendes antagelser fra et forudgående projekt (Møller et al., 2008), hvori der indgik modellering af dele af det danske energisystem. I dette projekt beregnedes emissionen af tungmetaller ved marginal el-produktion på grundlag af grønne regnskaber fra tre danske regulerkraftværker, der hovedsageligt fyrer med kul (for flere detaljer se bilagsrapport til Møller et al., 2008).

I beskrivelse af miljøpåvirkninger ved el-produktion bør potentielle miljøpåvirkninger ved fremskaffelse inklusiv transport af brændslet, i dette tilfælde kul, fuelolie, naturgas samt energiafgrøder, ligeledes fremgå. Der er benyttet processer i EASEWASTE-databasen for kul, olie og naturgasfremstilling – fremstilling af energiafgrøder er ikke inkluderet, da mængden af dette brændsel i den marginale el-produktion er ubetydelig. Brændselsmængden per kWh er beregnet ved at antage en el-effektivitet på 41 % for samtlige brændsler svarende til gennemsnitlig kondensvirkningsgrad på danske kraftvarmeværker (Energistyrelsen, 2011 b).

En fuldstændig LCI for marginal el i 2020 kan findes i Bilag 8.

5.4.2. Marginal el uden for Danmark

Som beskrevet i forudgående afsnit antages dansk marginal el i 2020 at udgøres overvejende af el produceret på kul ved kondensdrift. Situationen er imidlertid, at et antal genanvendelsesprocesser og de tilhørende primærproduktionsprocesser tænkes at foregå i udlandet, som beskrevet i afsnit 5.3.4. Papir- og papgenanvendelse samt de tilhørende primærprocesser antages at ligge i Sverige. Dette er ligeledes tilfældet for aluminium- og jerngenanvendelse; dog er der anvendt en proces for primærproduktion af aluminium, der beskriver en "world average" produktion med dertil hørende gennemsnitlig elproduktion. For plastgenanvendelse tænkes selve genanvendelsesprocesserne at foregå i Tyskland, mens primærproduktionen af plast henlægges til et større geografisk område i Europa. Som den eneste genanvendelsesproces tænkes glasgenanvendelse og den tilhørende primærproduktion af glas at ligge i Danmark.

For genanvendelsesprocesser, som ligger i Sverige, antages el-marginalen at være den samme danske kulproducerede el, som er beskrevet i afsnit 5.4.1 ovenfor. Denne opfattelse af det svenske el-marked understøttes til en vis grad af en række rapporter. Her kan nævnes Persson (2008), som angiver dansk eller finsk kulkondens som nordisk el-marginalproduktion. Sköldberg et al. (2006) nævner ligeledes dansk kulkondens som svensk el-marginal på kort sigt – på længere sigt kan naturgas og andre energikilder dog komme til at udgøre el-marginalen, men usikkerheden i forbindelse hermed vurderes at være stor. Sköldberg & Unger (2008) beregner en række scenarier med forskellige forudsætninger og viser at under antagelse af, at stigende priser på fossile energikilder er den vigtigste faktor i fremtidens el-marked, vil et ekstra elforbrug i Sverige medføre CO₂-udslip på ca. 800 kg CO₂/MWh, hvilket er i samme størrelsesorden som el fremstillet på kulkondens.

Plastgenanvendelse antages at foregå i Tyskland, og elforbruget på disse anlæg bør derfor udgøres af tysk marginal el. Det antages, at der her ligeledes vil være tale om elproduktion på baggrund af kul som brændsel. Dette sandsynliggøres af den tyske udfasning af atomkraft, som ifølge flere kilder heriblandt Bruninx et al. (2012) vil medføre, at det resulterende el-underskud vil blive dækket af nyopførte kulkraftværker.

Afslutningsvis bør det dog bemærkes, at beregning af fremtidige el-marginaler er behæftet med relativ stor usikkerhed, som også inkluderer indflydelse fra CO₂-kvotesystemet, som beskrevet f.eks. af Finnveden (2008).

5.4.3. Fjernvarme

Med varmesubstitutionen stiller det sig anderledes end mht. el, da der ikke findes fremskrevne data for marginal fjernvarme i Danmark. Tidligere projekter har demonstreret, i hvor høj grad lokale forhold spiller ind på den effektive substitution af fjernvarme, som forbrændingsanlæggenes varmeproduktion udgør f.eks. (Møller et al., 2008). I sidstnævnte projekt sås afgørende forskelle afhængigt af om forbrændingsanlægget lå i et centralt kraftvarmeværk eller i et decentralt kraftvarmeværks opland (Københavnsområdet udgør et tredje væsensforskelligt placeringsområde). I nærværende projekt ønskes varmesubstitutionen beregnet som et gennemsnit, idet der tænkes opført et nyt dansk forbrændingsanlæg, som ud over en vist størrelse opland ikke er knyttet til noget specielt geografisk område.

En mulighed er at benytte Ramses-modellen til at beregne et sådant gennemsnit på grundlag af de enkelte fjernvarmenets reaktion på et mindre tilskud af affaldsvarme. Gennemsnittet for samtlige fjernvarmenet, som alle findes i Ramses-modellen, kunne derefter betragtes som en gennemsnitlig marginal for dansk fjernvarme. En sådan beregning findes som sagt ikke på nuværende tidspunkt, og der benyttes derfor værdier for gennemsnitlig fjernvarme i stedet, idet det antages, at gennemsnitlig fjernvarme ligner marginal fjernvarme. I Astrup et al. (2011) er det ligeledes anbefalet at benytte gennemsnitsværdier, hvis mere detaljerede data for de enkelte fjernvarmenet ikke forefindes. Energistyrelsen har beregnet emissioner af drivhusgasser, SO₂ og NO_x fra gennemsnitlig fjernvarme på grundlag af brændselsforbrug for hvert enkelt fjernvarmenet og vægtet i forhold til varmeproduktion i Danmark fremskrevet til 2030 (Energistyrelsen, 2011). Denne gennemsnitlige fjernvarme har en CO₂-emission på 150 kg/MWh. Energistyrelsen har tilvejebragt oplysninger fra Ramses-modelleringer om brændselssammensætningen af den gennemsnitlige fjernvarmel i 2020: Den består af 22 % træ, 21 % naturgas, 20 % affald, 16 % kul, 8 % halm, 7 % olie og 5 % biogas.

Ud over drivhusgasser, SO₂ og NO_x vil fjernvarmeproduktionen medføre en række andre emissioner, der er helt afhængige af brændselstype og røggasrensningsteknologi. Disse faktorer er meget forskellige fra fjernvarmenet til fjernvarmenet, og det er derfor valgt at undlade at estimere disse emissioner vel vidende, at fjernvarmen derved får en bedre miljøprofil, end det er tilfældet i virkeligheden. Livscyklusopgørelsen for dansk gennemsnitlig fjernvarme fremskrevet til 2020 kan findes i Bilag 8.

Det bemærkes, at emissionerne fra gennemsnitlig fjernvarme er væsentligt mindre per energienhed end marginal el. En sammenligning af den gennemsnitlige fjernvarme fremskrevet til 2020 med en teoretisk maksimalt CO₂-tung marginal fjernvarme, kommer man til samme resultat: Hvis man antager, at der i den marginale varmeproduktion, i hvert fald i nogle fjernvarmenet, indgår oliefyrede spidslastkedler med høj energieffektivitet kan CO₂-emissionen skønnes til ca. til 360 kg CO₂/MWh (inkl. fremskaffelse af brændsel). Der er således en risiko for, at der i dette projekt sker en vis underestimering af emissionerne ved marginal varmeproduktion ved at benytte den gennemsnitlige fjernvarmeproduktion i stedet for den stedsspecifikke marginale fjernvarme. På den anden side vil oliefyrede spidslastkedler kun være i brug i kolde perioder, hvorved gennemsnitsbetragtningen vinder hævd.

6. Resultater af miljøvurdering

Kapitel 6 beskriver resultaterne af miljøvurderingen med et opland med 150.000 enfamiliehuse og 100.000 etageboliger (resultater for hhv. 250.000 enfamilieboliger og 250.000 etageboliger findes i Bilag 6). Kapitlet er opdelt i afsnit, som beskriver potentielle miljøpåvirkninger og ressourcebesparelser i scenarierne, den miljømæssige rangorden af scenarierne, resultaterne af en række følsomhedsanalyser samt til sidst et konklusionsafsnit. Resultaterne er opdelt i to afsnit, som viser hhv. de samlede potentielle miljøpåvirkninger for scenarierne og de potentielle miljøpåvirkninger fordelt på livscyklusfaser i de enkelte scenarier. På den måde gives et overblik over miljøpåvirkningerne, som kan benyttes til at rangordne scenarierne, hvorefter de detaljerede resultater fordelt på livscyklusfaser tillader en mere dybdegående forståelse af forskelle imellem scenarierne. For at undersøge miljøvurderingens robusthed over for en række væsentlige forudsætninger blev der udført følsomhedsanalyser, som ligeledes afrapporteres i dette kapitel. Afslutningsvis følger et konklusionsafsnit, som fremdrager hovedresultaterne af miljøvurderingen.

De potentielle miljøpåvirkninger i scenarierne er angivet i millipersonækvivalenter (mPE) per ton dagrenovationsaffald (dvs. dagrenovationen inklusiv de udsorterede affaldsfraktioner til genanvendelse/materialenyttiggørelse), idet de faktiske belastninger divideres med den gennemsnitlige årlige belastning fra én person (i dette projekt oftest belastningen fra en europæer opgjort i referenceåret 2004) – dette kaldes normalisering. For påvirkningskategorien global opvarmning er der desuden som supplement enkelte steder i teksten og i tabellerne angivet den potentielle miljøpåvirkning målt i ton CO₂-ækvivalenter per ton dagrenovation. Figureerne indeholder tre typer miljøpåvirkningskategorier: De ikke-toksiske kategorier global opvarmning, forsurening, næringssaltbelastning, fotokemisk smogdannelse og stratosfærisk ozonnedbrydning - toksiske kategorier - human toksicitet via luft, human toksicitet via jord, human toksicitet via vand og økotoksicitet i vand - og de "andre" kategorier, som inkluderer lagret toksicitet i vand og jord og ødelagte grundvandsressourcer. "Miljøbelastning" forstås her som en (uønsket) belastning af miljøet. Numerisk positive værdier betegner således (uønskede) påvirkninger af miljøet, mens numerisk negative værdier betegner undgåede miljøpåvirkninger, dvs. (ønskede) "miljøbesparelser" (altså mulige forbedringer for miljøet).

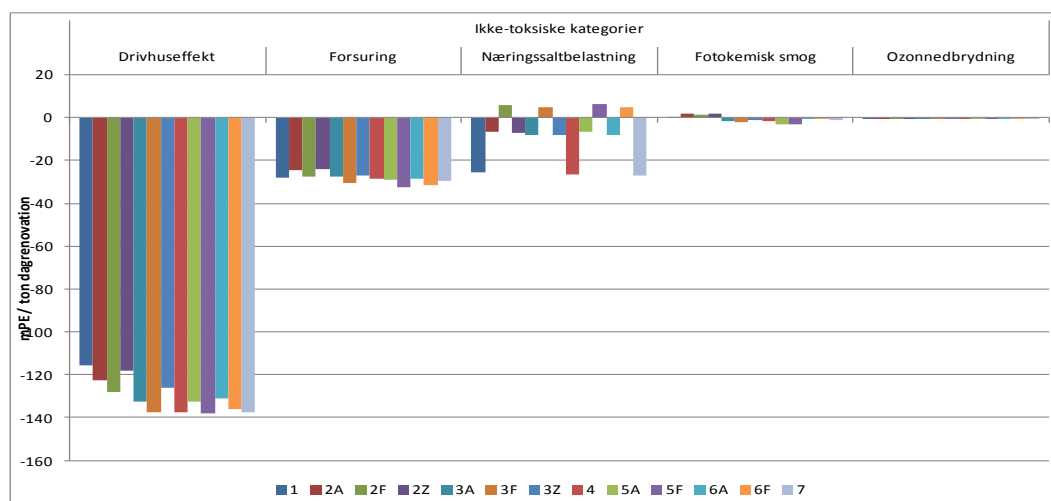
Ved fortolkning af resultaterne bør der lægges vægt på især to forhold: For det første kan størrelsen i personækvivalenter for to forskellige påvirkningskategorier kun sammenlignes indirekte, idet en større påvirkning i én kategori betyder, at miljøpåvirkningen udgør en procentvis større del af en gennemsnitspersons miljøpåvirkning i kategorien. Personækvivalenten siger således ikke noget om vigtigheden kategorierne imellem. For at kvantificere forskellen i betydning imellem påvirkningskategorierne kræves en vægtningsprocedure, som ikke er udført i denne rapport. Det betyder dog ikke, at alle miljøpåvirkningskategorier bør indgå på lige fod i tolkning af resultaterne af miljøvurderingen. De ikke-toksiske kategorier, som der internationalt er konsensus om, bør have forrang for de toksiske påvirkningskategorier, som igen bør have forrang for de "andre" kategorier, hvis udbredelse pt. er mere begrænset.

Der er ikke udført egentlige usikkerhedsanalyser i forbindelse med miljøvurderingen, da usikkerheden forbundet med de forskellige data, der indgår i livscyklusopgørelserne, i de fleste tilfælde ikke er kendt. Det er derfor ikke muligt at angive om forskelle mellem scenarier er signifikante i statistisk forstand. Det er benyttet i nogle sammenhænge at regne scenarier, som adskiller sig mere end f.eks. 10 % fra hinanden, som signifikant forskellige. Der er dog en række problemer forbundet hermed, idet store procentvise forskelle kan skyldes, at resultaterne er sammensat af hhv. miljøbesparelser og miljøbelastninger for de forskellige livscyklusfaser, som indgår i et scenarie. Summen af miljøbesparelser og miljøbelastninger kan derfor være relativt små målt i absolutte værdier. To scenarier, som udviser relativt små forskelle i de indgående livscyklusfaser, kan på den måde være flere hundrede procent forskellige, når man sammenligner summen af disse. En anden måde at betragte problemet på er at ignorere forskelle, som er små målt i absolutte værdier. Her kan det udgøre et problem, at visse processer vides med sikkerhed at forbedre eller forværre et scenarie. Det kunne f.eks. være øget genanvendelse af metal. Hvis mængden af ekstra metal til genanvendelse er lille, vil de resulterende miljøforbedringer ligeledes være små, men vil dog være reelle nok.

Det er derfor valgt i denne rapport at beskrive forskelle mellem scenarier med en række kvalitative udtryk såsom ”små” ”lidt større/mindre”, ”betydelige” og ”væsentlige” etc. Som supplement hertil er der udført en række følsomhedsanalyser, hvor parametre, som kunne tænkes at være vigtige for miljøvurderingens resultat, er blevet varieret. På den måde konstateres det, om miljøvurderingen er robust, dvs. om scenarierne beholder sin plads i rangordenen ved disse ændringer i forudsætningerne.

6.1. Vurdering af de samlede potentielle miljøpåvirkninger

I Figur 7 til Figur 9 ses de samlede potentielle miljøpåvirkninger for scenarierne i de ikke-toksiske påvirkningskategorierne, de toksiske kategorier samt de ”andre” miljøpåvirkningskategorier. I hver miljøpåvirkningskategori findes der en søjle for hvert af de tretten hovedscenarier. I bunden af figurerne findes en række markører, der angiver farven, som er benyttet for de enkelte scenarier. Søjlerne står i samme rækkefølge som markørerne set fra venstre mod højre. Mht. forkortelser anvendt for scenarierne henvises til afsnit 5.1 om scenarier i kapitel 5. For en fuldstændig beskrivelse af scenarier inklusiv sorteringseffektiviteter henvises til kapitel 2 ”Systembeskrivelse”.



Figur 7 Samlede ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger.

Figur 7 viser standardkategorierne drivhuseffekt, forsurening, næringssaltbelastning, fotokemisk ozondannelse (smog) og stratosfærisk ozonnedbrydning. Det bemærkes, at potentiel ozonnedbrydning er meget lille. Pga. udfasning af problemstoffer er der praktisk taget ingen påvirkning fra håndtering af dagrenovation i denne kategori, hvorfor den ikke vil indgå i den videre diskussion af resultaterne.

I de ikke-toksiske kategorier udviser alle scenarier numerisk negative værdier for de potentielle miljøpåvirkninger, hvilket betyder, at scenarierne leder til miljøbesparelser, fordi de erstatter mere forurenende teknologier og processer uden for affaldssystemet. I kategorien drivhuseffekt spænder miljøbesparelserne fra ca. -116 mPE/ton dagrenovation i scenarie 1 (basisscenariet) til -138 mPE/ton dagrenovation i scenarie 5F (centralsortering af restaffald og biogasfællesanlæg). Det svarer til hhv. 897 og 1067 kg CO₂-ækvivalenter per ton dagrenovation. Der er således en margin for forbedringer på ca. 19 % i kategorien drivhuseffekt fra basisscenariet til et scenarie med ca. tre gange så høj genanvendelsesprocent.

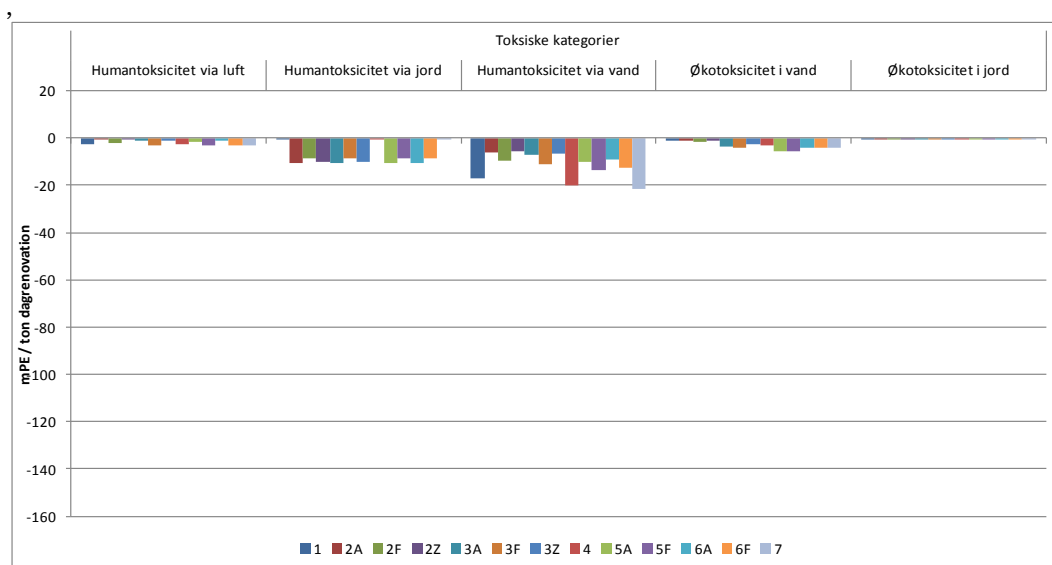
For at sætte resultaterne i perspektiv beregnedes affaldssystemets potentiale mht. at nedsætte den danske udledning af drivhusgasser. Ifølge Energistyrelsen (2012 c) estimeres den samlede danske udledning i 2011 af drivhusgasser til 56,1 mio. ton CO₂-ækvivalenter. Ved implementering af det bedste scenarie, som indebærer ca. 19 % forbedring i forhold til basisscenariet, spares 170 kg CO₂-ækvivalenter/ton dagrenovation. Sammenholdt med mængden af dagrenovation på ca. 1,66 mio. tons/år skønnes det, at Danmarks CO₂-regnskab kan forbedres med ca. 0,5 % ved implementering af dette scenarie.

Det bemærkes desuden, at alle scenarier er bedre end basisscenariet i denne miljøpåvirkningskategori. Der er en generel tendens til, at scenarierne bliver bedre med stigende genanvendelse. I scenarier hvor typen af biogasanlæg er eneste forskel (2A og 2F, 3A og 3F, 5A og 5F) kommer biogasfællesanlægget en lille smule bedre ud. Når posesortering sammenlignes med tilsvarende scenarier uden (2Z med 2A, 3Z med 3A) kommer førstnævnte en lille smule mindre godt ud. Ved sammenligning af scenarier med biologisk behandling af organisk affald med de tilsvarende uden (4 med 3AFZ og 7 med 6AZ) ses det, at forbrændingsscenarierne er praktisk taget lig med scenarierne, der inkluderer biogasfællesanlæg, men marginalt bedre end scenarier med Aikan-anlæg. Det gøres dog opmærksom på, at forskellene generelt er små, og at der derfor bør konkluderes med forsigtighed. Ved direkte sammenligning mellem teknologierne vil forskellene procentuelt være mere markante, idet det organiske affald kun udgør en delmængde af den samlede dagrenovation.

I kategorien forsurening er de absolutte forskellene mellem scenarier små, men tendensen er den samme som for drivhuseffekt, idet scenarie 1 (basisscenariet) udviser den mindste miljøbesparelse, og der er en svag stigning med øget genanvendelse.

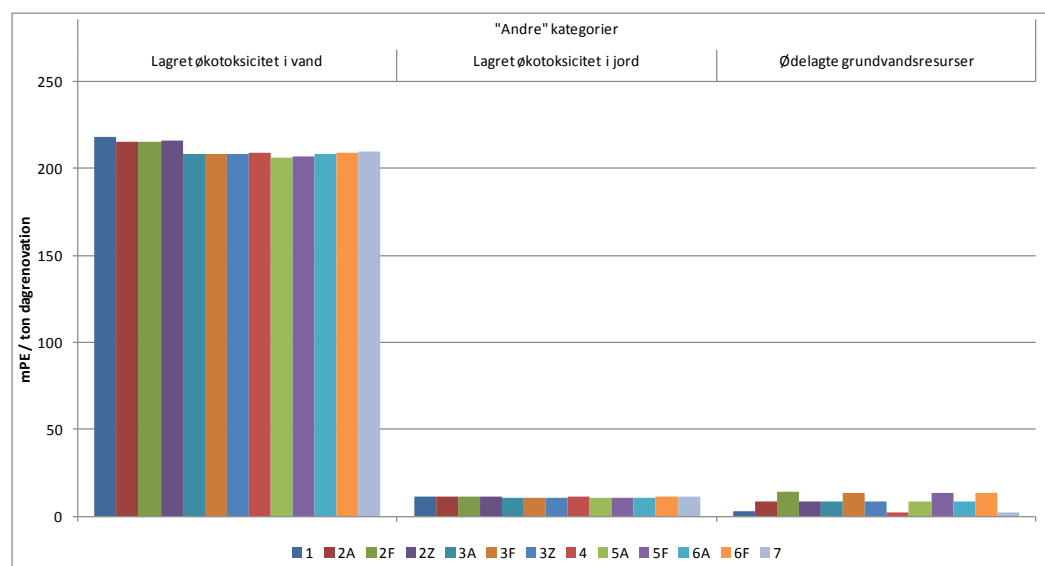
Der er derimod større forskel i kategorien næringssaltbelastning, hvor scenarierne med biologisk behandling skiller sig ud ved at have mindre miljøbesparelsen end de tilsvarende scenarier uden biologisk behandling. Det skyldes, som forklaret mere detaljeret i afsnit 6.3 nedenfor, at kompostanvendelse og anvendelse af digestat fra anaerob udrådning på landbrugsjord giver anledning til næringssaltbelastning. For at sætte dette i relation til anden brug af organiske gødninger i samfundet er der i Bilag 10 foretaget en sammenligning af (udvalgte) miljøpåvirkninger fra digestat, kompost og gylle ved anvendelse på landbrugsjord. Det gøres opmærksom på, at sammenligningen i Bilag 10 ikke repræsenterer en fuldstændig LCA, hvorfor resultaterne ikke optræder i hovedrapporten.

Fotokemisk ozondannelse (smog) giver anledning til meget små absolutte forskelle i potentielle miljøpåvirkninger og bør derfor ikke tillægges megen vægt ved sammenligning af scenarier, men tendensen er den samme som for drivhuseffekt og forsurening.



Figur 8 Samlede toksiske potentielle miljøpåvirkninger.

De toksiske miljøpåvirkningskategorier er samlet i Figur 8. Da nettoværdierne består af bidrag fra både miljøbesparelser og miljøbelastninger (som det kan ses i afsnit 6.3) er fortolkningen af resultaterne kompliceret. Da de absolutte potentielle miljøpåvirkninger desuden er små sammenlignet med de ikke-toksiske miljøpåvirkninger, er det begrænset, hvilke slutninger, der kan drages mht. forskelle mellem scenarier. I kategorien "Humantoksicitet via vand" bemærkes det, at scenarier uden biologisk behandling udviser lidt større miljøbesparelser, men i de resterende toksiske kategorier er miljøbesparelserne så små, at man bør være forsigtig med at forsøge at adskille scenarierne.



Figur 9 Samlede "Andre" potentielle miljøpåvirkninger.

De "andre" miljøpåvirkningskategorier vist i Figur 9 omfatter lagret økotoksicitet i vand og jord samt ødelagte grundvandsressourcer. Det bemærkes, at alle scenarier bidrager med numerisk positive værdier, dvs. en direkte miljøbelastning. Mht. lagret økotoksicitet er såvel de absolutte som de relative forskelle mellem scenarierne små. De potentielle miljøpåvirkninger i disse kategorier skyldes næsten udelukkende tungmetaller i slagge fra forbrændingsanlæg, som lagres i jorden ved brug af slaggen til vejbygning. Langt den største del af tungmetallerne findes i de materialefraktioner, som i alle scenarier ender i restaffaldet. Derfor er størrelsen af de potentielle miljøpåvirkninger i denne kategori forholdsvis ufølsomme over for udsortering af genanvendelsesfraktioner og organisk affald.

De absolutte værdier af de potentielle miljøpåvirkninger i kategorien ødelagte grundvandsressourcer er ikke væsentlige, men de relative forskelle mellem scenarierne er til gengæld større. Der ses desuden et mønster, hvor scenarier med biologisk behandling udviser større miljøbelastning end scenarierne uden. Det skyldes, som for kategorien næringssaltbelastning, brug af kompost fra Aikan-anlægget samt restproduktet fra biogasfællesanlægget på landbrugsjord.

6.2. Vurdering af ressourcebesparelser

I UMIP-metoden, som er den LCA-metode, som benyttes i denne rapport, opgøres størrelsen af forbrug eller besparelse af en række ikke fornybare ressourcer. Mængden målt i kilo omregnes derefter til (milli)personreserver (mPR) vha. normaliseringsreferencen (som er det årlige forbrug af ressourcen per person) sammenholdt med en vægtningsfaktor, som er den reciprokke værdi af forsyningshorisonten (se tabel 18 for normaliseringsreferencer og vægtningsfaktorer). Enheden personreserve beskriver, hvor meget en person og dennes efterkommere har til rådighed af den pågældende ressource. UMIP-metoden omfatter en række ressourcer i form af energibærere som kul, naturgas og olie samt en række metaller inklusiv jern og aluminium. Fosfor er ikke omfattet af metoden, dvs. at der ikke forefindes normaliseringsreference og vægtningsfaktorer for denne ressource. DTU Miljø har i anden sammenhæng (Møller et al., 2010) beregnet disse værdier ud fra offentligt tilgængelige data, hvilke benyttes her.

Tabel 27 viser ressourcebesparelserne i scenarierne i millipersonreserver såvel som i kg per ton dagrenovation for udvalgt ressourcer. Det bemærkes, at alle værdier er negative eller nul – der er således tale om miljøbesparelser eller miljøneutrale scenarier i alle tilfælde. Kulbesparelsen er i absolutte tal størst og andrager maksimalt 396 kg per ton dagrenovation i scenarie 3F. Kulbesparelsen skyldes ikke kun direkte besparelser ved substitution af energi fra forbrændingsanlæg og biogasproduktion, men også energibesparelser andre steder i systemet i forbindelse med genanvendelse i stedet for primærproduktion af materialer.

TABEL 27
RESSOURCEBESPARELSER I SCENARIERNE

Ressourcebesparelser i scenarier (kg/ton dagrenovation)													
	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Kul	-305	-383	-387	-367	-392	-396	-376	-395	-374	-378	-390	-394	-393
Gas	-4	-4	-4	-4	-15	-15	-14	-15	-27	-27	-14	-14	-14
Olie	-2	-3	-4	-2	-21	-21	-17	-19	-32	-33	-16	-17	-18
Jern	-13	-13	-13	-13	-22	-22	-21	-22	-24	-24	-20	-20	-20
Alumi- nium	-3	-3	-3	-3	-5	-5	-5	-5	-7	-7	-6	-6	-6
Fos- For	0	-0.4	-0.3	-0.3	-0.4	-0.3	-0.3	0	-0.4	-0.3	-0.4	-0.3	0
Ressourcebesparelser i scenarier (mPR/ton dagrenovation)													
Kul	-4.1	-5.1	-5.2	-4.9	-5.2	-5.3	-5.0	-5.3	-5.0	-5.0	-5.2	-5.3	-5.2
Gas	-0.2	-0.2	-0.2	-0.2	-0.6	-0.6	-0.6	-0.6	-1.1	-1.1	-0.6	-0.6	-0.6
Olie	-0.1	-0.1	-0.2	-0.1	-0.8	-0.8	-0.7	-0.8	-1.3	-1.3	-0.7	-0.7	-0.7
Jern	-1.0	-1.0	-1.0	-1.0	-1.8	-1.7	-1.7	-1.7	-1.9	-1.9	-1.6	-1.6	-1.6
Alumi- nium	-4.3	-4.3	-4.3	-4.3	-7.1	-7.1	-6.9	-7.1	-	-	-8.7	-8.7	-8.7
Fosfor	0.0	-0.6	-0.4	-0.5	-0.6	-0.4	-0.5	0.0	-0.6	-0.4	-0.6	-0.4	0.0

Dette afspejler sig i, at scenarie 1 (basisscenariet) udviser mindst kulbesparelse af samtlige scenarier. Resten af scenarierne ligger temmelig ens mht. besparelser af kulressourcer. Når det drejer sig om naturgas, er det ikke biogasproduktion, der er den vigtigste faktor (fordi biogas som hovedantagelse anvendes direkte i gasmotor ved anlægget til produktion af el og varme), men øget metalgenanvendelse, som har betydning, da der anvendes en vis mængde naturgas ved primærproduktion af disse metaller. For jern og aluminium er det dog den direkte substitution af nyt materiale fra affaldet, som bestemmer størrelse af ressourcebesparelsen.

Fosforressourcen beregnes udelukkende som mængden af fosfor, der substituerer uorganisk fosforgødning, og som ender på landbrugsjord i form af kompost fra Aikan-anlægget og digestat fra biogasfællesanlægget. Som det ses af tabellen, er der tale om en besparelse mellem -0,3 og -0,4 kg per ton dagrenovation. Scenarier, som inkluderer Aikan-anlægget, har den største besparelse, da en større mængde dagrenovation ender på landbrugsjord i form af kompost end i scenarier med biogasfællesanlæg. På baggrund af disse tal kan potentialet for fosfor-genanvendelse ved biologisk behandling af den organiske del af dagrenovationen beregnes: Fra en årlig dagrenovationsmængde i Danmark på ca. 1,66 mill. tons (Miljøstyrelsen, 2010) med gennemsnitlig 40 % organisk affald (jf. Bilagsrapportens Bilag 2, tabel 4) kan der genanvendes omkring 660 ton fosfor ved biologisk behandling af den organiske del vha. Aikan-anlæg – mængden er lidt mindre ved biogasfællesanlæg. Dette tal er beregnet under forudsætning af, at den samlede sorteringseffektiviteten for den organiske del af dagrenovationen er ca. 62 %. Det samlede potentiale af fosfor fra dagrenovationen i Danmark vil ved antagelse af 100 % sorteringseffektivitet således blive ca. 1065 ton fosfor per år.

Betragter man ressourcebesparelserne i Tabel 27 angivet i mPE, ses de at ligge i intervallet 0 til -10,5 mPE per ton dagrenovation. Tallene er generelt mindre end de potentielle miljøpåvirkninger målt i mPE, hvilket indikerer, at affaldssystemet bidrager relativt mindre til ressourcebesparelser end til miljøbesparelser (f.eks. i kategorien drivhuseffekt og forsuring) set i forhold det omgivende samfunds samlede aktiviteter.

Sammenlignes de forskellige typer ressourcer, ses det, at aluminiumgenanvendelse giver klart den største besparelse målt i mPE per ton dagrenovation. Jerngen-anvendelse ligger på andenpladsen mht. besparelser ved materiale-genanvendelse. Mht. ressourcebesparelser ved øget genanvendelse af dagrenovation er det derfor især disse to materialefraktioner, der påkalder sig opmærksomheden.

Direkte besparelse af energiressourcer i form af olie og naturgas betyder mindre, men kulbesparelsen er væsentlig større målt i mPE/ton dagrenovation.

6.3. Vurdering af potentielle miljøpåvirkninger fordelt på livscyklusfaser

I dette afsnit vises de potentielle miljøpåvirkninger fordelt på livscyklusfaser. På den måde kan de dele af behandlingssystemet, som bidrager væsentligt til miljøpåvirkningerne, identificeres, og man kan få indsigt i deres indflydelse i de forskellige scenarier. I Tabel 28 er de forskellige livscyklusfaser, der indgår i figurerne, beskrevet. For hver livscyklusfase er det angivet, hvilke processer, der indgår samt navnet benyttet i figurerne.

TABEL 28
INDELING AF AFFALDSSYSTEMET I LIVSCYKLUSFASER.

Livscyklusfase	Navn i figurer	Processer som indgår
Indsamling og transport	Indsamling+transport	Indsamling: fra rute begynder til vogn er fuld. Transport: fra vogn er fuld til første behandlingsanlæg, samt alle andre former for transport i systemet, f.eks. transport af flyveaske til Norge
Sortering og balletering	MRF's	Energiforbrug på anlæg
Biologisk behandling	Biobehandl.	Emissioner fra anlæg, Udnyttelse af biogas til energiproduktion Udbringning af kompost/digestat på landbrugsjord
Forbrænding	Forbrænding	Emissioner på anlæg Brug af hjælpepestoffer Energisubstitution Bortskaffelse af slagge og flyveaske
Glasgenanvendelse	Glas	Emissioner ved genanvendelsesproces Substitution af primærproduktion For jern og aluminium desuden udsortering fra slagge
Papirgenanvendelse	Papir	
Papgenanvendelse	Pap	
Metalgenanvendelse	Jern Aluminium	
Plastgenanvendelse	HDPE LDPE PET PP PS	
Ekstra poseforbrug til Optibag	Ekstra poser	Fremstilling af LDPE-plast Forbrænding af poser

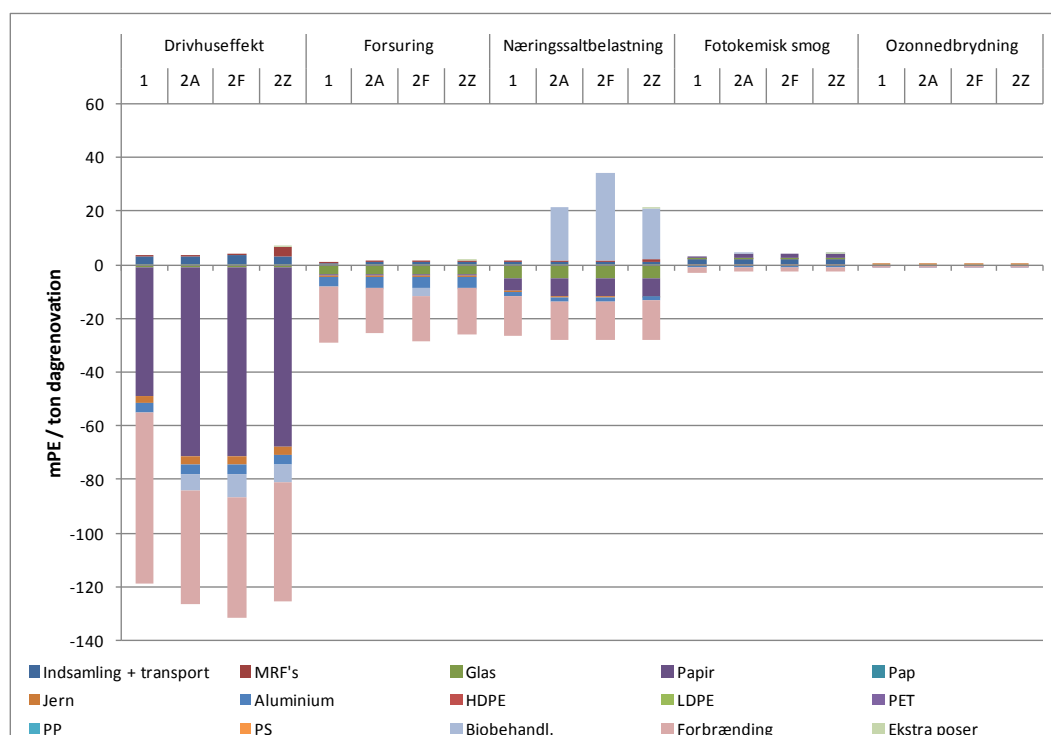
For oversigtens skyld er scenarierne samlet i tre "familier", således at resultaterne vises nedenfor i 3x3 figurer, fordelt med scenarie 1 og 2AFZ, scenarie 3AFZ og 4 samt scenarie 5AF og 6AF og 7 på samme figur.

6.3.1. Scenarie 1 og 2AFZ

Figur 10 viser de ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 1 og 2AFZ fordelt på livscyklusfaser. Det bemærkes, at indsamling og transport i alle tilfælde udgør en miljøbelastning, men at størrelsen er ubetydelig i forhold til andre livscyklusfaser, som bidrager med miljøbesparelser eller miljøbelastninger. Den eneste undtagelse er i kategorien fotokemisk ozondannelse (smog), hvor indsamling og transport er af samme størrelsesorden som de resterende miljøpåvirkninger, men miljøpåvirkningerne i denne kategori er samlet set ubetydelige.

I kategorien drivhuseffekt spiller papirgenanvendelse en større rolle mht. miljøbesparelse end forbrænding, der kommer på den efterfølgende plads. Miljøbesparelser mht. drivhuseffekt ved genanvendelse af jern og aluminium er betydelig mindre. I scenarie 2AFZ, som inkluderer biologisk behandling, bidrager denne livscyklusfase med en miljøbesparelse, som ligger mellem genanvendelse af jern og genanvendelse af aluminium. De større miljøbesparelser i scenarie 2AFZ i forhold til scenarie 1 (basisscenariet) skyldes derfor overvejende øget papirgenanvendelse i disse scenarier. Sammenlignes scenarie 2A med 2Z, som inkluderer posesortering med Optibag-systemet, ses en lidt mindre miljøbesparelse i scenarie 2Z. Det skyldes, at genanvendelsen af materialefraktioner er lidt mindre i Optibag-systemet pga. fejlsortering af poser på anlægget, samt at energiforbrug til sorteringsanlægget og fremstilling af ekstra posefor er større end i de andre scenarier.

Mht. næringssaltbelastning bidrager biologisk behandling med miljøbelastninger, som skyldes brug af kompost/digestate på landbrugsjord med udsivning af nitrat til vandmiljøet som resultat.



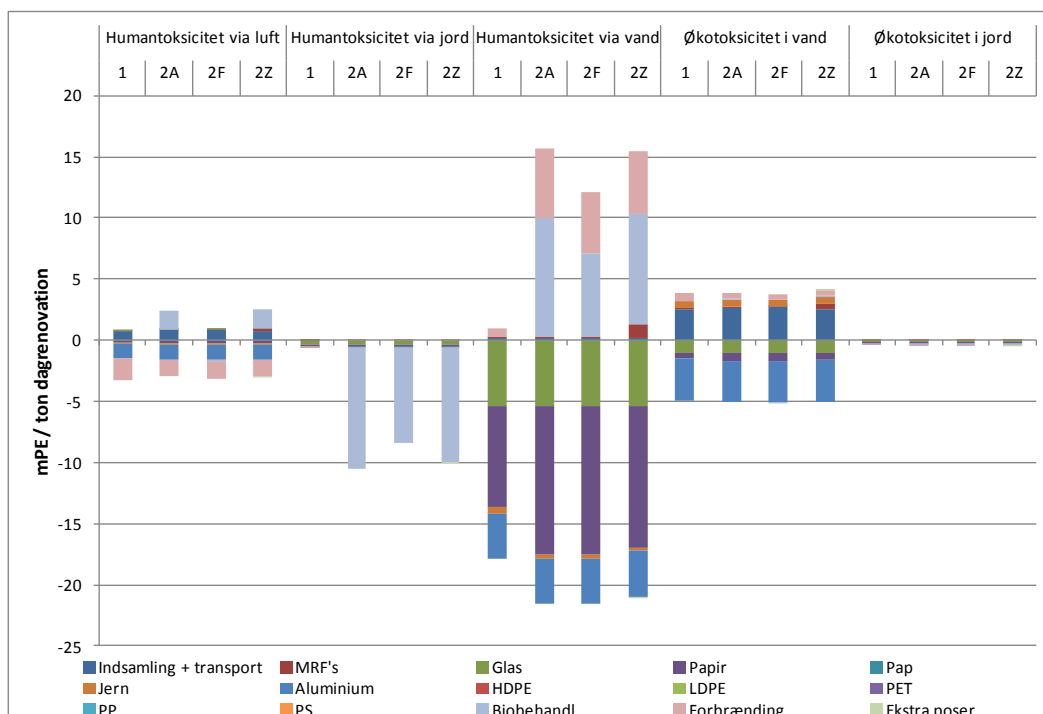
Figur 10 Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 1 og 2AFZ fordelt på livscyklusfaser.

De toksiske påvirkningskategorier vist i Figur 11 udviser et mere kompliceret mønster, især i påvirkningskategorien humantoksicitet via vand, hvor miljøbesparelser og miljøbelastninger i samme størrelsesorden resulterer i små samlede miljøbesparelser i scenarie 2AFZ. Aluminium-(fra udsortering fra forbrændingsanlæggets slagge), glas- og papirgenanvendelse bidrager med miljøbesparelser i stigende størrelse.

I kategorien humantoksicitet via jord kommer scenarier med biologisk behandling bedst ud. Det skyldes undgået emission af fluor ved substitution af P-gødning ved udbringning af kompost/digestat.

Den biologiske behandling bidrager også med en miljøbelastning i humantoksicitet via vand; dette skyldes hovedsagelig indhold af kviksølv i komposten/digestatet, som fordamper og derefter ender i vandmiljøet. Det gøres opmærksom på, at der tale om Hg-mængder, som ligger væsentligt under grænseværdien for kviksølv fastsat i Slambekendtgørelsen. I scenarie 2AFZ bidrager forbrændingsanlægget med en miljøbelastning, som skyldes forskellen mellem forbrændingsanlæggets Hg-emission og undgået emission ved substitution af især marginal el. I scenarie 1 er forbrændingsanlæggets miljøbelastning væsentlig mindre. Det skyldes, at forbrændingsanlægget i dette scenarie substituerer mere marginal el (pga. at bioaffaldet ikke udsorteres, men forbrændes), hvorved forskellen mellem forbrændingsanlæggets Hg-emission og undgået emission ved substitution af marginal el bliver større.

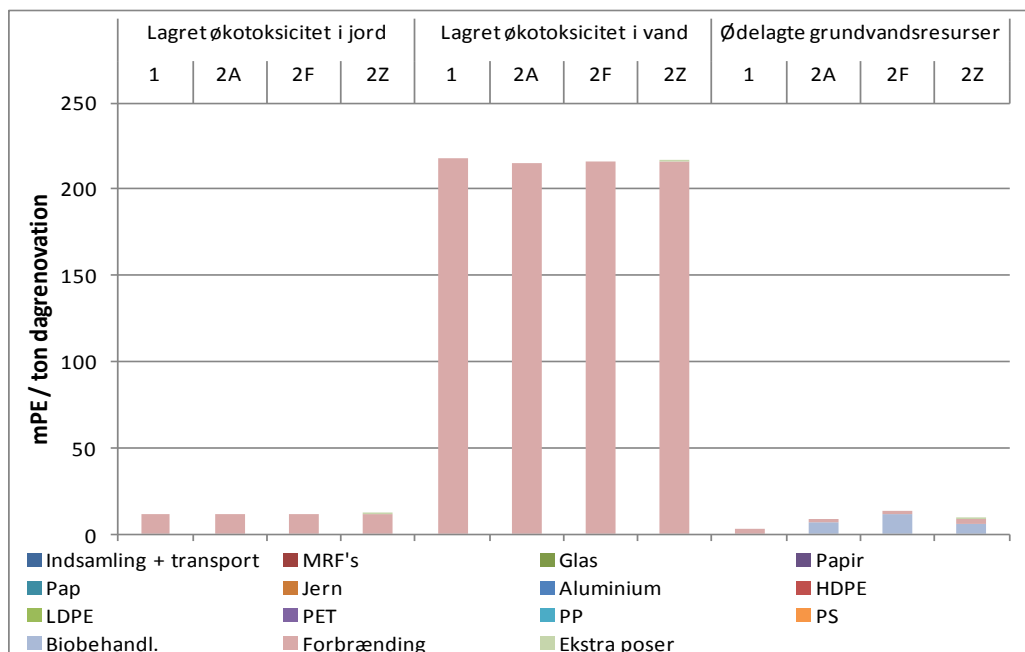
Det komplicerede sammenspil af processer, som den samlede miljøpåvirkning er et resultat af, understreger nødvendigheden af at være forsigtig med tolkninger i de toksiske miljøpåvirkningskategorier, da ændringer i forudsætningerne vil kunne svinge resultatet fra en miljøbelastning til en miljøbesparelse. På den anden side viser eksemplet med humantoksicitet via vand, at selvom den samlede miljøpåvirkning er relativ lille, kan denne bestå af numerisk positive og negative miljøpåvirkninger, således at potentialet for forbedringer i princippet er til stede.



Figur 11 Toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 1 og 2AFZ fordelt på livscyklusfaser.

Figur 12 viser de "Andre" miljøpåvirkningskategorier dvs. lagret økotoksicitet og ødelagte grundvandsressourcer. Lagret økotoksicitet påvirkes kun af én livscyklusfase, i dette tilfælde brug af slagge fra forbrændingsanlægget til vejbygning. Tungmetaller og andre stoffer vaskes ud af slaggen, men en stor del resterer i vejmaterialer efter 100 år, som er LCA'ens tidsramme. Kategorien lagret økotoksicitet opgør denne resterende mængde, som ellers ikke ville indgå i opgørelsen af potentielle miljøeffekter. Som allerede nævnt befinder den overvejende del af tungmetaller sig i materialefraktioner, som i alle scenarier ender i restaffaldet, og derfor er der kun meget lille forskel mellem scenarierne i denne påvirkningskategori.

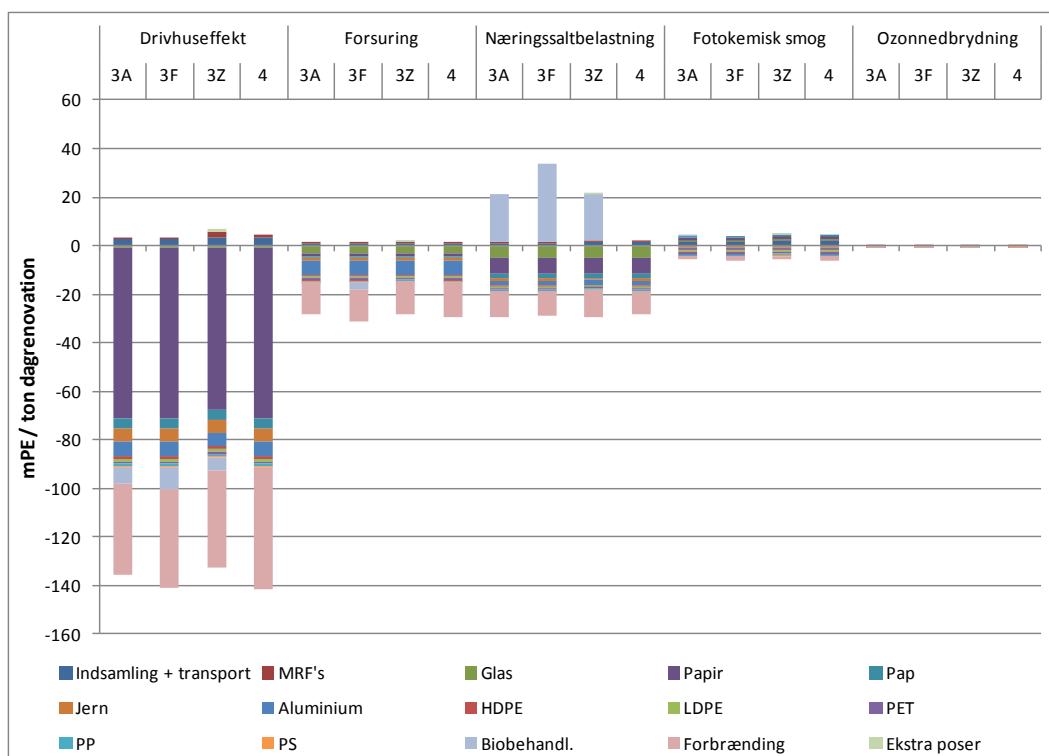
Mht. ødelagte grundvandsressourcer er der også én dominerende livscyklusfase, udbringning af kompost/digestat på landbrugsjord, dog med et lille bidrag fra anvendelse af slagge fra forbrændingsanlægget til vejbygning. Grunden til at miljøbelastningen er størst fra scenarie 2F, er at der udbringes mere kvælstof i dette scenarie, og størrelsen af ødelagte grundvandsressourcer er proportional med mængden af kvælstof. I Aikan-anlægget sker der en kompostering under tag (eller overdækket på anden måde), hvorved fordampet N fanges af et biofilter og således ikke ender i miljøet. Dette er ikke tilfældet i biogasfællesanlægget, hvor der ikke finder et tilsvarende N-tab sted og N-mængden, der udbringes, er således større. Dettet resulterer i en større effekt i påvirkningskategorien ødelagte grundvandsressourcer ved udbringning på landbrugsjord.



Figur 12 "Andre" potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 1 og 2AFZ fordelt på livscyklusfaser.

6.3.2. Scenarie 3AFZ og 4

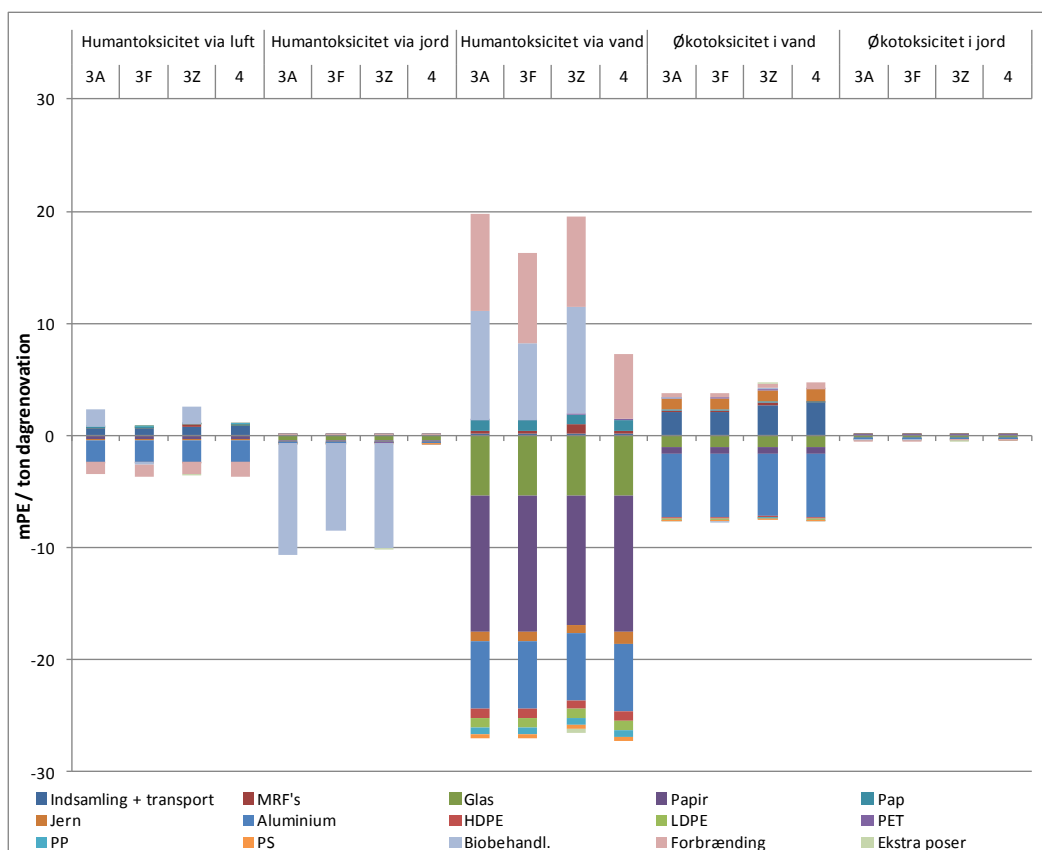
Figur 13 viser de ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 3AFZ og 4 fordelt på livscyklusfaser. Disse scenarier indeholder i modsætning til scenarierne i afsnit 6.3.1 udvidet kildesortering med udsortering af pap, metal og plast. Mekanismerne mht. udsorteret papir og metal er som beskrevet i afsnit 6.3.1. Som det ses giver plastgenanvendelsesprocesserne anledning til miljøbesparelser i samtlige kategorier, selvom de absolutte besparelser er relativt små pga. den begrænsede mængde, der udsorteres. De forskellige plasttyper giver anledning til praktisk taget samme størrelse miljøbesparelser i de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier.



Figur 13 Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 3AFZ og 4 fordelt på livscyklusfaser.

Figur 14 viser de toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 3AFZ og 4 fordelt på livscyklusfaser. De underliggende mekanismer er her de samme som beskrevet i afsnit 6.3.1 i forbindelse med figur 10. Scenarie 4, som ikke har biologisk behandling med udbringning af kompost/digestat på landbrugsjord, har en større samlet miljøbesparelse i forhold til de resterende scenarier med biologisk behandling i kategorien "Humantoksicitet via vand". Grunden er som nævnt, at tungmetaller i komposten/digestatet bl.a. bidrager med miljøbelastninger, som ikke opvejes helt af besparelser ved substitution af marginal energi.

Den væsentligste forskel i forhold til scenarierne i afsnit 6.3.1 er, at plast kildesorteres, hvilket medfører miljøbesparelser i samtlige miljøpåvirkningskategorier. Måden scenarierne er opstillet på gør det dog ikke muligt at sammenligne plastgenanvendelse direkte med forbrændingsalternativer.

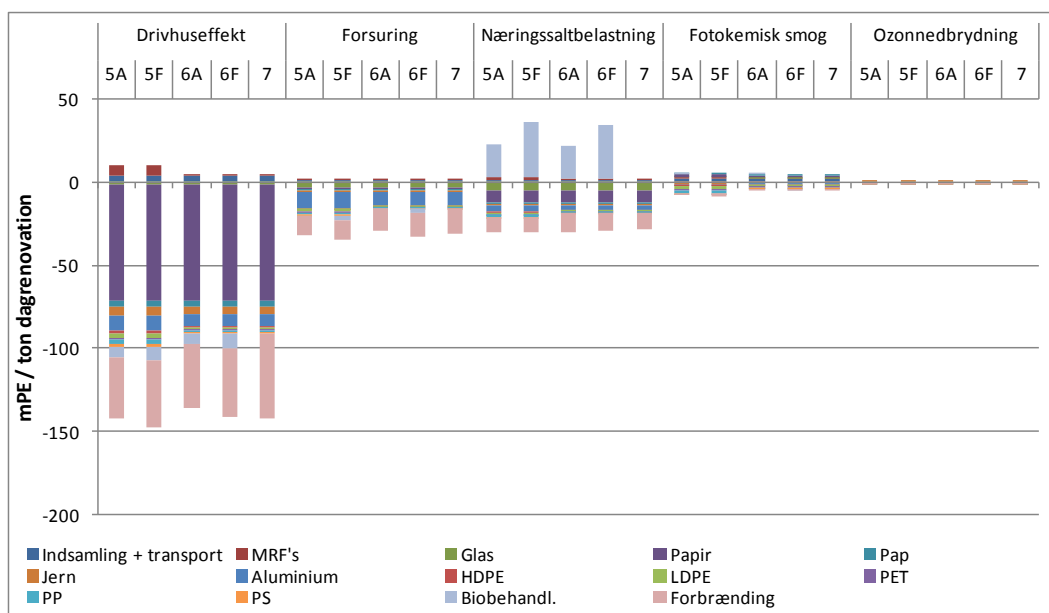


Figur 14 Toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 3AFZ og 4 fordelt på livscyklusfaser.

I de resterende miljøpåvirkningskategorier, lagret økotoksicitet og ødelagte grundvandsressourcer, er der ingen forsker på, hvilke livscyklusfaser der indgår, og hvordan de bidrager til miljøbelastninger i forhold til i scenarierne i afsnit 6.3.1, hvorfor de udelades.

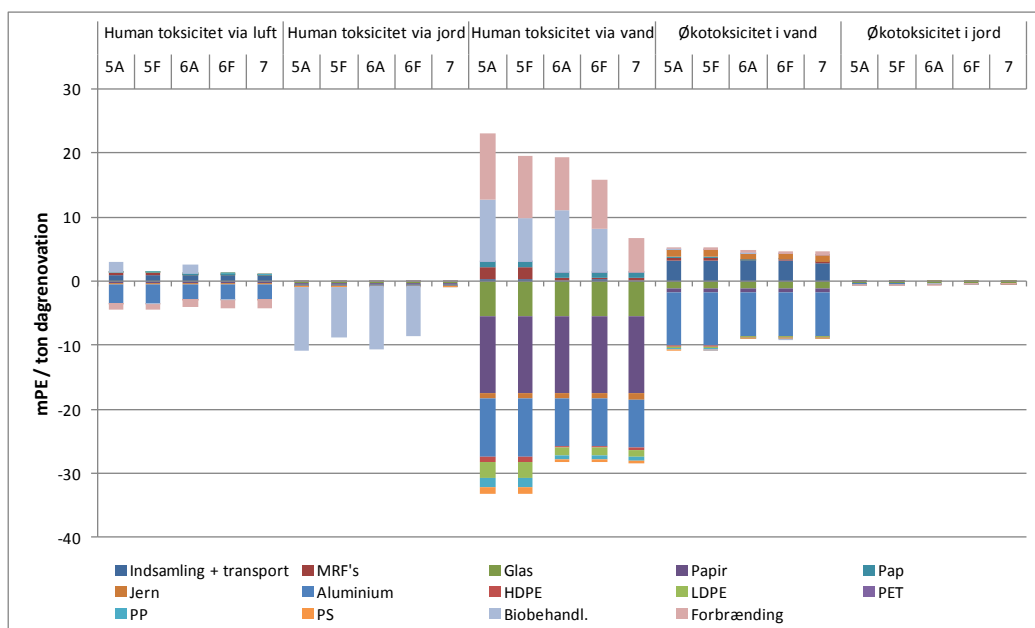
6.3.3. Scenarier 5AF, 6AF og 7

Figur 15 viser de ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 5AF, 6AF og 7 fordelt på livscyklusfaser. Der er i disse scenarier implementeret kildeopdeling og centralsortering af genanvendelsesfraktioner. I scenarie 5AF er der desuden supplerende centralsortering af restaffaldet. Det ses af figur 15, at den ekstra centralsortering af restaffaldet i scenarie 5AF medfører en lille ekstrabelastning i påvirkningskategorien drivhuseffekt. Dette opvejes dog af den større udsortering af jern og aluminium, som centralsorteringen medfører. På grund af nitratudvaskning ved udbringning af kompost/digestat viser scenarie 7, som ikke har biologisk behandling af det organiske affald, større miljøbesparelser i kategorien næringssaltbelastning. Mht. forsurening og fotokemisk ozondannelse (smog) er scenarierne meget jævnbyrdige, dog med en svag fordel til scenarie 5F.



Figur 15 Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 5AF, 6AF og 7 fordelt på livscyklusfaser.

Figur 16 viser de toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 5AF, 6AF og 7 fordelt på livscyklusfaser. Øget udsortering af aluminium og plast ved supplerende centralsortering af restaffald giver anledning til miljøbesparelser i kategorien humantoksicitet via vand. I kategorien "Humantoksicitet via jord" er det som nævnt substitution af fosfatholdig gødning, som resulterer i en miljøbesparelse i forhold til scenarie 7 uden biologisk behandling.



Figur 16 Toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 5AF, 6AF og 7 fordelt på livscyklusfaser.

6.3.4. Potentielle miljøbesparelser for hver genanvendelsesfraktion

I de foregående afsnit er de potentielle miljøpåvirkninger blevet opgjort for de forskellige genanvendelsesfraktioner per ton dagrenovationsaffald. I dette afsnit vises miljøbesparelserne ved genanvendelse per ton af den pågældende genanvendelsesfraktion.

Tabel 29. viser potentielle miljøbesparelser ved genanvendelse af papir, pap, metal og glas i mPE per ton af den pågældende materialefraktion. For drivhuseffekt, forsuring og næringssaltbelastning er besparelserne ligeledes angivet som hhv. kg CO₂-, SO₂- og NO₃-ækvivalenter per ton. Data for de underliggende genanvendelsesprocesser og produktionsprocesser for virgine materialer kan findes i et notat om valg af processer fra LCA-databaser, som forefindes som Bilag 7.

For papirgenanvendelse er den største miljøbesparelse i kategorien drivhuseffekt, hvor der er en miljøbesparelse på -358 mPE svarende til 2,8 ton CO₂-ækvivalenter/ton papir, der genvindes. Dette er under forudsætning af, at biomasse, dvs. træ, er en begrænset ressource, hvilket medfører at frigjort træ anvendes som brændsel i et biomasseanlæg, der erstatter fossil energi produceret på naturgas. I tabellen ses ligeledes miljøbesparelsen, hvis det antages, at denne forudsætning ikke er gældende. Dette medfører en væsentlig mindre miljøbesparelse for drivhuseffekt, men øgede eller de samme miljøbesparelser i de resterende kategorier. Dette skyldes, at biomasseanlægget er mere forurenende end det naturgasfyrede anlæg undtagen mht. emission af fossilt CO₂. Det samme gør sig gældende for papgenanvendelse.

Af de resterende materialefraktioner viser aluminium lang de største miljøbesparelser ved genanvendelse per ton. Dette skyldes i høj grad det store energiforbrug ved fremstilling af aluminium, der spares ved genanvendelse. Miljøbesparelserne ved jerngenanvendelse er også væsentlig per ton, især mht. drivhuseffekt, men er noget mindre end for aluminium i de resterende kategorier. Glasgenanvendelse har overordnet set de mindste miljøbesparelser per ton af materialet.

TABEL 29.
POTENTIELLE MILJØBESPARELSER VED GENANVENDELSE AF PAPIR, PAP, METAL OG GLAS PER TON AF DET PÅGÆLDENDE MATERIALE UDSORTERET TIL GENANVENDELSE.

mPE/ton af den pågældende materialefraktion	Papir	Papir uden biomasse-restriktion	Pap	Pap uden biomasse-restriktion	Jern	Aluminium	Glas
Drivhuseffekt (mPE)	-358	-217	-192	-51	-327	-1389	-28
Drivhuseffekt (ton CO ₂ -ækv.)	-2,8	-1,7	-1,5	-0,39	-2,5	-10,7	-0,22
Forsuring (mPE)	-4	-27	-46	-69	-58	-1469	-89
Forsuring (kg SO ₂ -ækv.)	-0,24	-1,5	-2,5	-3,8	-3,2	-80,5	-4,9
Næringssaltbelastning (mPE)	-36	-42	-76	-82	-47	-549	-126
Næringssaltbelastning(kg NO ₃ -ækv.)	-1,7	-1,9	-3,5	-3,8	-2,2	-25,2	-5,8
Fotokemisk smog	7	-4	15	2	-61	-88	12
Ozonnedbrydning	0	0	-4	-4	0	0	-6
Humantoksicitet via luft	-1	-2	4	3	-9	-466	0
Humantoksicitet via jord	-1	-1	0	0	-1	-22	-10
Humantoksicitet via vand	-62	-87	44	19	-65	-1416	-141
Økotoksicitet i vand	-3	-6	5	3	-1	-1314	-28
Økotoksicitet i jord	0	0	0	0	0	-27	-5

Miljøbesparelser ved plastgenanvendelse er vist i Tabel 30. Plastgenanvendelse giver anledning til miljøbesparelser i samtlige påvirkningskategorier undtagen humantoksicitet via luft, hvor der er nogle ganske små miljøbelastninger ved HDPE-, LDPE- og PP-genanvendelse. Besparelserne per ton plast mht. drivhuseffekt er i samme størrelsesorden som for papir og pap. Polystyren (PS) har den største besparelse i drivhuseffektkategorien per ton af de forskellige plasttyper og har desuden væsentlige besparelser i flere andre kategorier. Genanvendelse af Polyethylentereftalat (PET) giver også anledning til miljøbesparelser, der i flere kategorier overgår de andre plasttyper.

TABEL 30.
POTENTIELLE MILJØBESPARELSER VED GENANVENDELSE AF FORSKELLIGE PLASTTYPER PER TON
PLAST UDSORTERET OG FINSORTERET TIL GENANVENDELSE.

mPE/ton plast	HDPE	LDPE	PET	PP	PS
Drivhuseffekt (mPE)	-227	-245	-409	-232	-419
Drivhuseffekt (ton CO ₂ -ækv.)	-1,8	-1,9	-3,2	-1,8	-3,2
Forsuring (mPE)	-108	-132	-269	-104	-192
Forsuring (kg SO ₂ -ækv.)	-5,9	-7,2	-14,7	-5,7	-10,5
Næringssaltbelastning (mPE)	-86	-107	-180	-86	-155
Næringssaltbelastning (kg NO ₃ -ækv.)	-3,9	-4,9	-8,3	-4,0	-7,1
Fotokemisk ozondannelse (smog)	-157	-151	-317	-121	-114
Ozonnedbrydning	0	0	0	0	0
Human toksicitet via luft	1	1	0	1	0
Human toksicitet via jord	0	0	-4	0	-42
Human toksicitet via vand	-152	-211	24	-123	-248
Økotoksicitet i vand	-15	-22	7	-12	-38
Økotoksicitet i jord	0	0	0	0	-1

Ved at sammenholde disse resultater med mængden og potentialet for udsortering af de forskellige genanvendelsesfraktioner kan det vurderes, hvor det bedst kan betale sig miljømæssigt set at sætte ind mht. at øge genanvendelsen. For de brændbare fraktioner kan det være nyttigt at sammenligne resultaterne med forbrænding, som vil være alternativet til genanvendelse. Det ligger dog uden for formålet med denne rapport.

6.4. Rangordning af scenarier

Da resultaterne i denne LCA ikke vægtes, har man ikke én samlet værdi for de potentielle miljøpåvirkninger for hvert scenarie, som man kan sammenligne med de andre scenarier. For at undersøge hvilke scenarier, som udviser de bedste miljøprofiler, kan man betragte rangordenen blandt scenarierne.

Tabel 31 viser rangordenen af alle scenarierne i hver enkelt påvirkningskategori, hvor 1 er det bedste resultat (altså den største besparelse eller mindste belastning), og 13 er det dårligste. Der er to væsentlige ting at gøre opmærksom på; for det første tager rangordningen ikke udgangspunkt i hvor store forskellene er, men kun i om der er en absolut forskel. Der er f.eks. mht. drivhuseffekt meget lille forskel mellem plads 1 og 2, ca. 1 mPE/ton, hvorimod der i næringssaltbelastning mellem plads 1 og 4 er ca. 17 mPE/ton forskel. For det andet skal man holde bemærkningerne i starten af kapitel 6 om fortolkning af resultater samt usikkerhed i mente, når man benytter rangordenen til at tolke resultaterne. Det betyder bl.a., at de ikke-toksiske kategorier, som der internationalt er konsensus om, bør have forrang for de toksiske påvirkningskategorier, som igen bør have forrang for de "andre" kategorier, hvis udbredelse pt. er mere begrænset.

Af Tabel 31 fremgår det, at der ikke er ét scenarie, som er bedst i samtlige påvirkningskategorier, og heller ikke inden for en påvirkningskategorigruppe. Der er derfor ikke muligt at udnævne ét scenarie til at være det bedste overordnet set. Det er derfor op til brugeren af resultaterne at vurdere, hvilke påvirkningskategorier, man ønsker at vægte højest.

TABEL 31.
RANGORDNING AF SCENARIER INDENFOR MILJØPÅVIRKNINGSKATEGORIER ("1" ER BEDST).

	Scenarie												
	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Drivhuseffekt	13	11	9	12	7	2	10	3	6	1	8	5	4
Forsuring	8	12	9	13	10	3	11	6	5	1	7	2	4
Næringssaltbelastning	3	8	12	7	4	10	5	2	9	13	6	11	1
Fotokemisk ozondannelse (smog)	10	12	11	13	4	3	6	5	2	1	9	8	7
Ozonnedbrydning	13	11	10	12	3	2	4	1	6	5	9	8	7
Humantoksicitet via luft	6	12	7	13	10	4	11	5	8	2	9	3	1
Humantoksicitet via jord	13	4	10	6	3	9	5	12	1	7	2	8	11
Humantoksicitet via vand	3	12	8	13	10	6	11	2	7	4	9	5	1
Økotoksicitet i vand	12	11	10	13	7	6	9	8	2	1	5	4	3
Økotoksicitet i jord	13	10	11	12	6	7	8	9	1	2	3	4	5
Lagret økotoksicitet i vand	13	10	11	12	3	4	6	8	1	2	5	7	9
Lagret økotoksicitet i jord	13	10	12	11	3	4	6	8	1	2	5	7	9
Ødelagte grundvandsressourcer	3	9	13	5	7	11	4	1	6	10	8	12	2

Det skal understreges, at tabellen ikke kan benyttes til at adskille enkelte scenarier, da rangordenen i mange kategorier skyldes meget små (måske ikke reelle) forskelle. Rangordenen kan derfor udelukkende benyttes som en overordnet indikation af de enkelte scenariers miljøprofil i forhold til hinanden.

Med disse forbehold in mente kan man betragte resultaterne i de ikke-toksiske påvirkningskategorier: her er scenariefamilierne 3, 5, 6 samt scenarie 4 og 7 i overvejende grad højere placeret i rangordenen end basisscenariet 1 og scenariefamilie 2. Næringssaltbelastning falder her lidt udenfor, idet scenarie 1 ligger højt i rangordenen. Betragter man rangordenen i de toksiske kategorier er billedet mere uklart. Sammenholdt med den iboende usikkerhed forbundet med disse kategorier vil det derfor være ukorrekt at vurdere scenariernes relative miljøpåvirkninger på baggrund af disse kategorier. De resterende miljøpåvirkningskategorier bør ligeledes anvendes med forsigtighed pga. deres specielle karakter.

6.5. Følsomhedsanalyser

Følsomhedsanalyser udføres dels for at undersøge om miljøvurderingen er robust over for ændringer i en given antagelse (robust defineres i denne sammenhæng, som at rangordenen af scenarierne ikke ændres) dels for at undersøge, om forskelle mellem scenarierne bliver mere eller mindre markante, når forudsætningerne ændres. Følsomhedsanalyser kan ligeledes benyttes til at vise om ændring i forudsætninger resulterer i miljøforbedringer eller miljøbelastninger for det enkelte scenarie, hvilket kan benyttes til at optimere affaldssystemet. Det blev valgt at udføre følgende følsomhedsanalyser (følsomhedsanalyserne gennemførtes kun for oplandet med blandede boliger):

Naturgasbaseret marginal el
 Biomasse betragtes ikke som begrænset ressource
 Biomassebegrænsnings indflydelse på modellering af fjernvarme
 Øget energieffektivitet på forbrændingsanlæg
 Øget metanudbytte på Aikan-anlæg
 Biogas substituerer naturgas i kraftvarmeværk.

Følsomhedsanalyser repræsenterer systemændring såvel som teknologiændringer. Her skal gives et kort rationale for valget af de forskellige følsomhedsanalyser:

DTU Miljø anser, at kul vil være brændsel for marginal el-produktion på mellemlang sigt, men naturgas kan muligvis på længere sigt i højere grad overtage denne rolle.

Det er en forudsætning for miljøvurderingen, at biomasse vil være en begrænset ressource i 2020, men dette er ikke nødvendigvis sikkert.

Ved modellering af fjernvarme blev der benyttet data for gennemsnitlig fjernvarme med det dertilhørende energimiks. I energimikset indgår biomasse, som således er underlagt biomasserestriktionen, men det blev i hovedscenarierne valgt at se bort fra dette, da det ville kræve en separat modellering af energisystemet at inkludere denne effekt. For at få en ide om denne udeladelse har nogen betydning, blev der udført en følsomhedsanalyse med en meget forsimplet modellering af fjernvarmeproduktion med biomasse som begrænset ressource.

Som nævnt i afsnit 5.3.2 om forbrændingsanlæg blev det valgt at udføre en følsomhedsanalyse med øget energieffektivitet for anlægget, idet de anvendte værdier i hovedscenarierne ikke repræsenterede fremskrivning af de maksimalt mulige værdier ved optimal drift.

Metanudbyttet på biogasanlæg er en vigtig parameter for anlæggenes miljøprofil, som der kan være mulighed for at optimere.

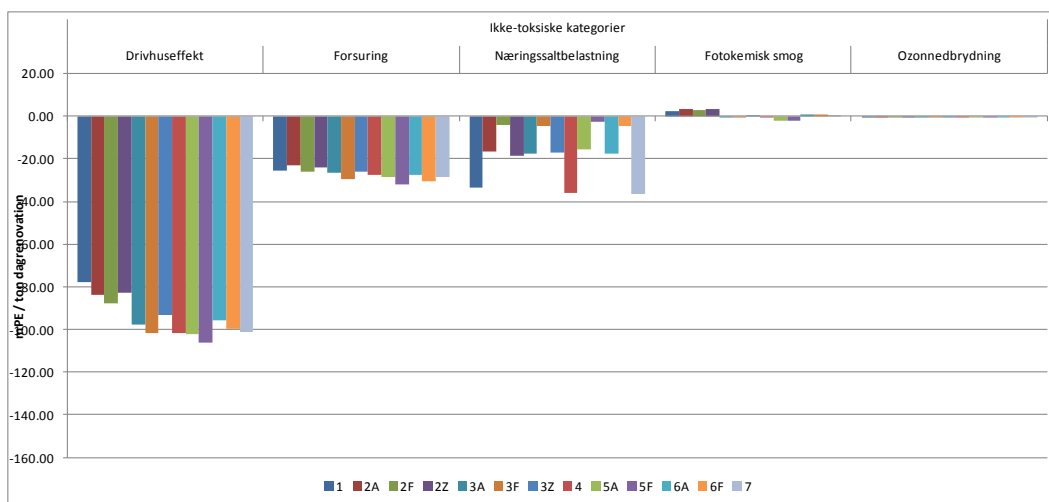
En anden vigtig parameter for biogasanlæg, er hvilken form for energifremstilling, der substitueres ved brugen af den producerede biogas. I hovedscenariet blev det antaget at biogassen blev benyttet i en gasmotor til el- og fjernvarmeproduktion. En anden mulighed vil være at opgradere biogassen til naturgaskvalitet og koble biogasanlægget på naturgasnettet. I dette tilfælde substituerer biogassen direkte brændslet, dvs. naturgas.

Følsomhedsanalyserne udføres kun på de scenarier, hvor de er relevante, f.eks. laves følsomhedsanalysen "øget metanudbytte fra Aikan-anlægget" kun på de scenarier, hvor Aikan-anlægget er repræsenteret dvs. scenarierne 2A, 2Z, 3A, 3Z, 5A og 6A. Miljøpåvirkningskategorierne "Andre" udelades, da mængden af deponeret materiale fra forbrænding ikke ændres i følsomhedsanalyserne, og mængden af kompost til udbringning på landbrugsjord kun ændres minimalt i scenarierne med ekstra metanudbytte på Aikan-anlægget.

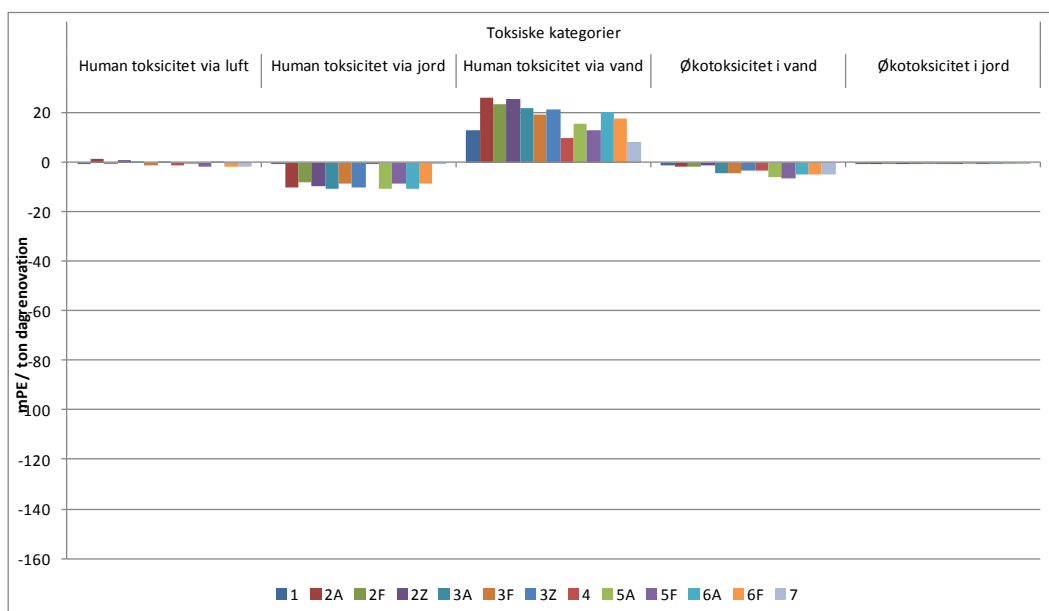
6.5.1. Naturgasbaseret marginal el

Elproduktionen, som i hovedscenariet var 91 % kul, 5 % naturgas og 4 % olie, udskiftes med 100 % naturgas. Elproduktionen udskiftes i de processer, som foregår i Danmark eller benytter dansk marginal elektricitet, hvilket vil sige sorterings-, balleterings-, papirgenanvendelses-, forbrændings- og biogasanlæg (for at forenkle modelleringen er den marginale el ved jern-, aluminium-, pap og plastgenanvendelse ikke ændret i forhold til hovedscenarierne).

Følsomhedsanalysen undersøger den effekt, at elproduktionen bliver mere "grønt" og altså vil have mindre CO₂ udledning, hvilket giver en dårligere substitution af el, men også mindre miljøpåvirkninger ved forbrug af el.



Figur 17 Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger ved antagelse af naturgasbaseret marginal el-produktion.



Figur 18 Toksiske potentielle miljøpåvirkninger ved antagelse af naturgasbaseret marginal el-produktion.

Følsomhedsanalysen viser som forventet, at der er mindre besparelser på drivhuseffekten, mens der for næringssaltbelastning er en lidt større besparelse, dog ændres rangordenen sig ikke.

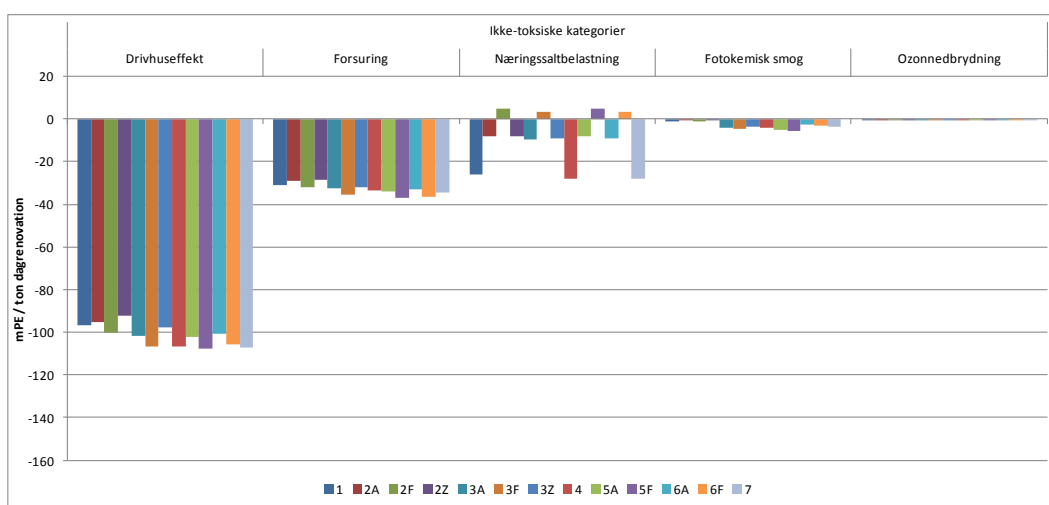
Som det ses af Figur 17 og Figur 18 ligner mønstret meget det, der ses for hovedscenarierne i Figur 7 og 8, dog som forventet med mindre miljøbesparelser totalt set i sær i kategorien "Drivhuseffekt", men forskellen mellem basisscenariet og scenarierne 3-7 er nu relativt større. men forskellen mellem basisscenariet og scenarierne 3-7 med høj genanvendelse er nu relativt større. Det bemærkes, at de potentielle miljøpåvirkninger i kategorien "Humantoksicitet via vand" i følsomhedsanalysen består af miljøbelastninger, hvor de i hovedscenarierne udgjorde samlede miljøbesparelser for de fleste scenarier. Dette skyldes, som for drivhuseffekt, en mindre fordelagtig substitution af elproduktion.

Rangfølgen af scenarierne i denne følsomhedsanalyse er meget lig den oprindelige med enkelte undtagelser. Det skal understreges, at da der ikke er tale om konsekvent udskiftning af alle processer, som anvender marginal elektricitet (og ingen udskiftning af varmeproduktion i det hele taget) bør resultaterne mht. de enkelte scenariers rangfølge og indbyrdes størrelsesforhold tolkes med forsigtighed.

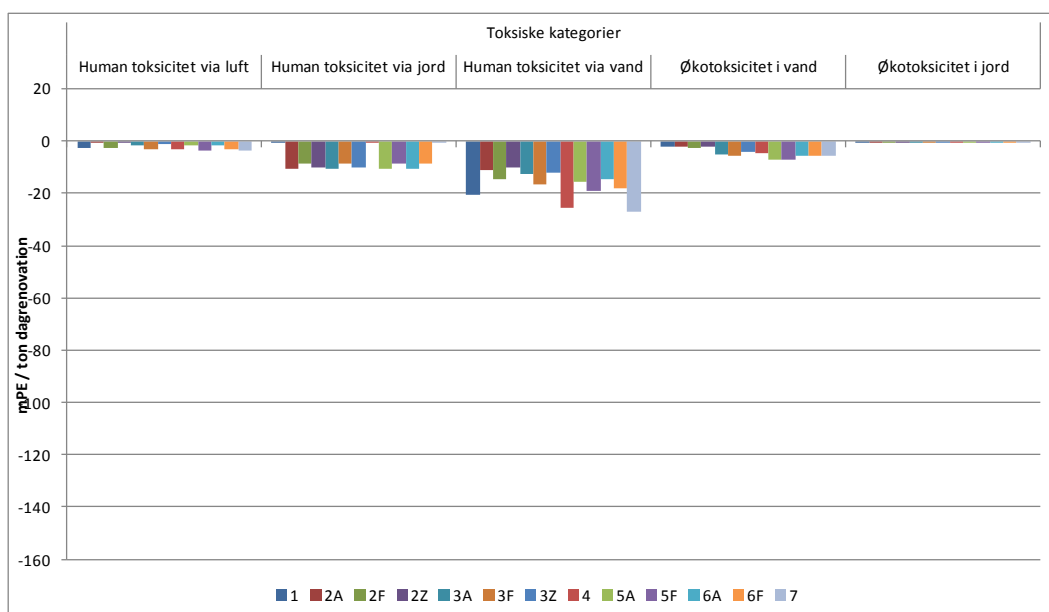
Følsomhedsanalysen viser dog, at miljøvurderingen er temmelig robust over for ændringer i den marginale elektricitet, da der kun sker få forskydning i scenariernes rangfølge.

6.5.2. Biomasse betragtes ikke som begrænset ressource

Hvis biomasse ikke betragtes som en begrænset ressource, vil det for drivhuseffekt betyde et markant fald i besparelse for alle scenarier, fordi den sparede mængde biomasse ikke vil substituere el- og varmeproduktion på fossilt brændsel. Men forskellene mellem basisscenariet og scenarierne 3-7 med høj genanvendelse er nu relativt mindre. De øvrige påvirkningskategorier bliver også påvirket, men i mindre grad.



Figur 19 Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger ved antagelse af at biomasse ikke er en begrænset ressource.



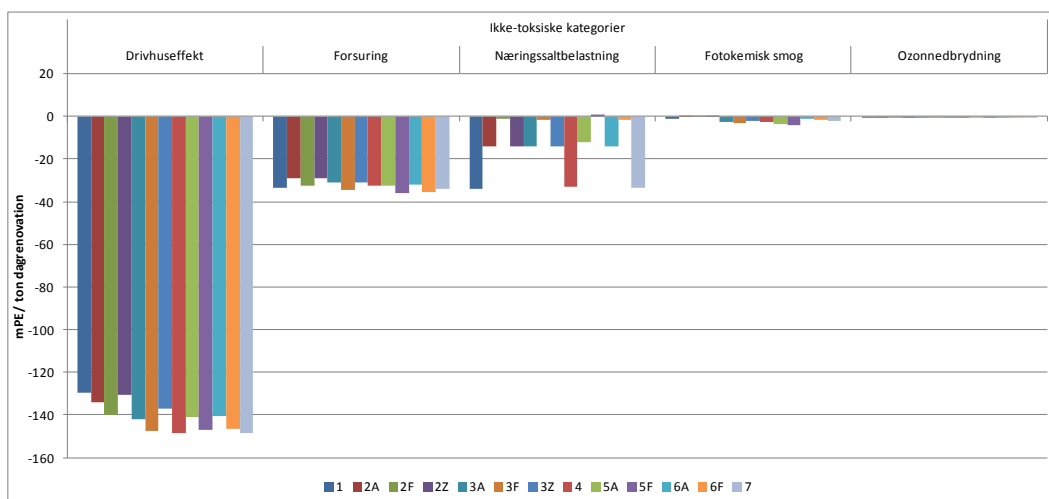
Figur 20 Toksiske potentielle miljøpåvirkninger ved antagelse af at biomasse ikke er en begrænset ressource.

Resultatet viser, at påvirkningskategorierne forsurening, næringssaltbelastning, fotokemisk ozondannelse (smog) og humantoksicitet via vand alle giver en større besparelse, når biomassebegrænsningen fjernes. Disse større besparelser skyldes, at afbrændingen af biomasse ikke længere sker, og emissionerne fra denne proces fjernes. På den anden side mistes der en forholdsvis stor CO₂ besparelser

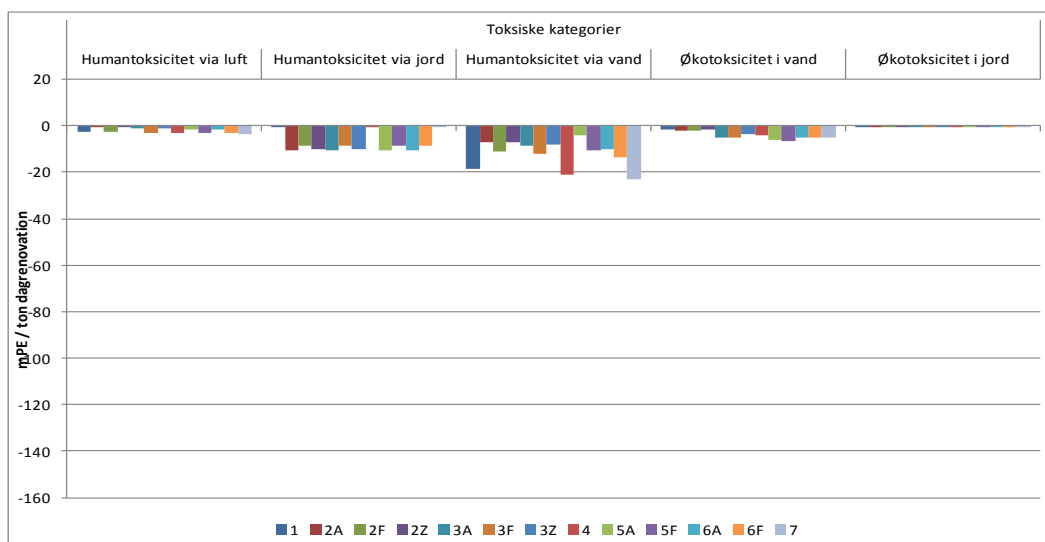
Følsomhedsanalysen viser, at miljøvurderingen er forholdsvis robust over for ændring af antagelsen om biomasse som begrænset ressource, da der kun sker få forskydning i scenariernes rangfølge,. Det bør dog bemærkes, at scenario 1 ikke længere ligger på sidstepladsen mht. besparelse i kategorien ” drivhuseffekt”, og at potentialet for forbedringer i denne kategori er væsentligt mindre end under antagelse af at biomasse er en begrænset ressource.

6.5.3. Biomassebegrænsnings indflydelse på fjernvarmeproduktion

Under antagelse af at biomasse er en begrænset ressource, vil substitution af energi produceret ud fra biomasse i virkeligheden medføre substitution af fossilt brændsel et andet sted i systemet. I den gennemsnitlige fjernvarme for 2020 (beregning foretaget af Energistyrelsen) indgår der 8 % halm og 22 % træ som brændsler. I følsomhedsanalysen blev denne biomasse udskiftet med 50 % kul og 50 % naturgas, hvilket er et forsøg på at modellere den ekstra CO₂-udledning biomassebegrænsningen giver anledning til. Denne ændring formodes at give øgede besparelser i samtlige påvirkningskategorier, da den substituerede fjernvarme bliver mere ”sort”.



Figur 21 Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger ved modellering af biomassebegrænsning i fjernvarmeproduktion.



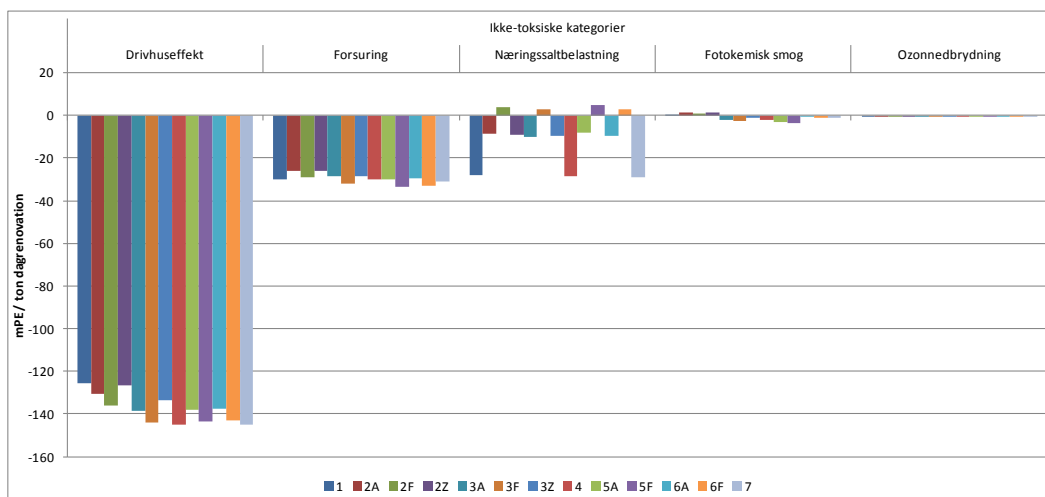
Figur 22 Toksiske potentielle miljøpåvirkninger ved modellering af biomassebegrænsning i fjernvarmeproduktion.

Resultaterne illustrerer en mærkbar større besparelse i påvirkningskategorierne drivhuseffekt, forurening, næringssaltbelastning, fotokemisk smog og human toksicitet via vand. For drivhuseffekt er der en større besparelse på op til 13 %.

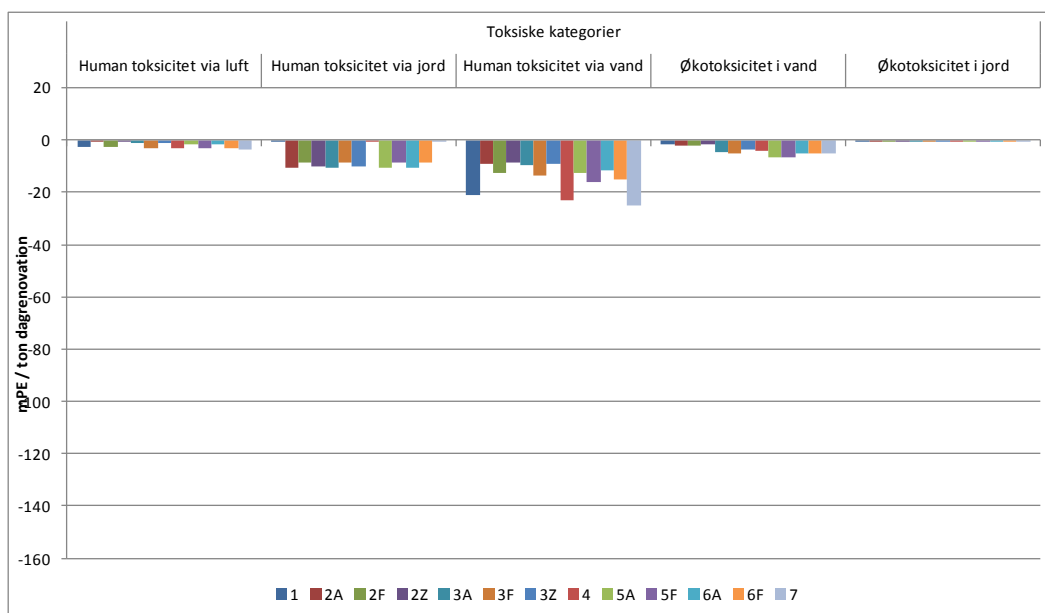
Ændringen af fjernvarmen har dog ikke nogen væsentlig effekt på rangordnen, og miljøvurderingen er derfor robust over for denne ændring.

6.5.4. Øget energieffektivitet på forbrændingsanlæg

Energieffektiviteten ændres i denne følsomhedsanalyse fra 22 % el og 73 % fjernvarme til henholdsvis 26 % og 71 %. Dette giver en større substitution af el og en mindre af fjernvarme. Det samlede resultat giver en øget besparelse især for basisscenariet, som har mest affaldsforbrænding (og især for kategorierne drivhuseffekt og humantoksicitet via vand).



Figur 23 Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger ved øget energieffektivitet på forbrændingsanlæg.



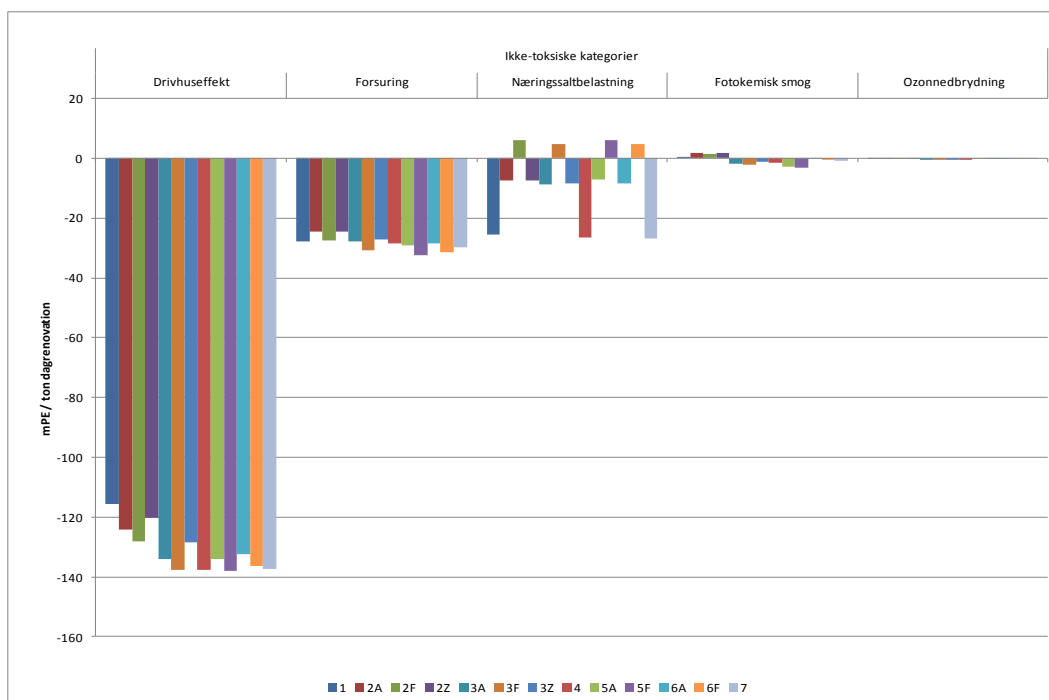
Figur 24 Toksiske potentielle miljøpåvirkninger ved øget energieffektivitet på forbrændingsanlæg.

Figureerne illustrerer en stigning i besparelsen i kategorien drivhuseffekt og humantoksicitet via vand, dog kun på få mPR/ton. Selvom ændringen kun lige er synlig i det samlede scenarie, er der for scenarie 1 (det scenarie med mest forbrænding) en stigning i besparelse på ca. 15 %, når man kun ser på forbrændingsanlæggets besparelse.

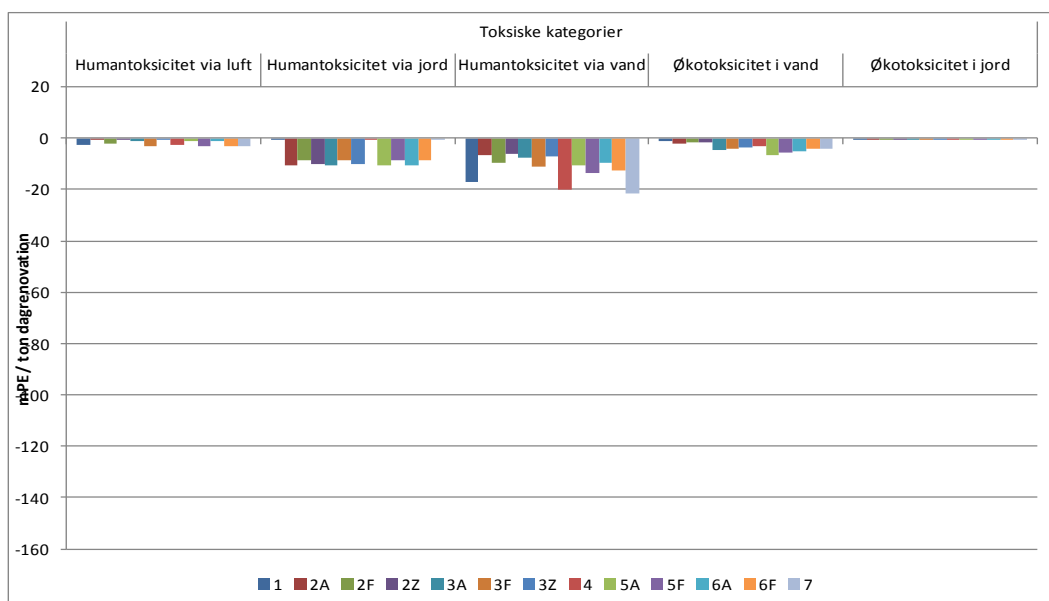
Der medfølger kun små ændringer af de overordnede resultater, og miljøvurderingen er derfor i al væsentlighed robust over for denne ændring.

6.5.5. Højere metanudbytte på Aikan-anlæg

Et højere metan udbytte på Aikan-anlægget på 70 Nm³/ton svarer stort set til følsomhedsanalysen for forbrændingsanlægget. Det højere metanudbytte giver en større el- og fjernvarmesubstitution, som kan ses på drivhuseffekten og humantoksicitet via vand.



Figur 25 Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger ved højere metanudbytte på Aikan-anlæg.



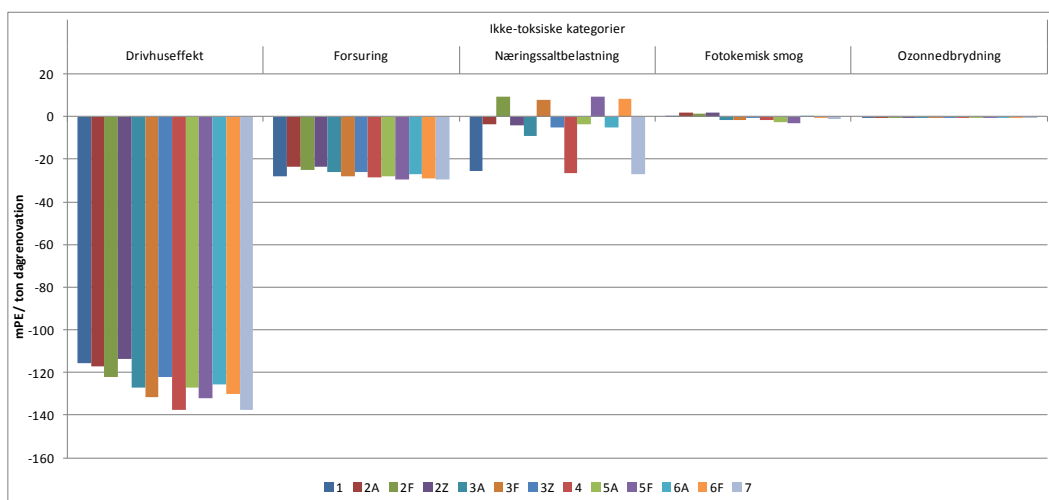
Figur 26 Toksiske potentielle miljøpåvirkninger ved højere metanudbytte på Aikan-anlæg.

Visuelt er det meget svært at se ændringerne på figurerne i forhold til hovedscenarierne, men for drivhuseffekt er der en stigning i besparelse på ca. 25 %, når man kun ser på anlæggets påvirkninger, men samlet set for hele scenarie 2A er stigningen kun ca. 1 %.

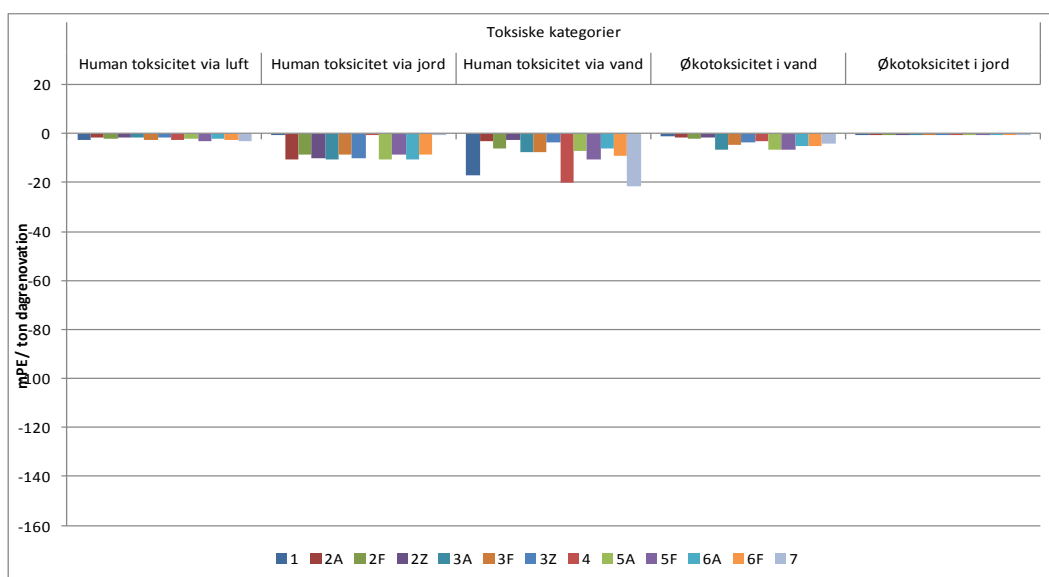
Der er kun små ændringer i de samlede scenarier, og miljøvurderingen er derfor robust i forhold til denne ændring i forudsætninger.

6.5.6. Biogas substituerer naturgas

I denne følsomhedsanalyse opgraderes biogassen fra den biologiske behandling til (distributions-) naturgasnettet og substituerer naturgas direkte. Opgraderingen har i sig selv et elektricitetsforbrug samt et lille tab af metan.



Figur 27 Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger når biogas substituerer naturgas.



Figur 28 Toksiske potentielle miljøpåvirkninger når biogas substituerer naturgas.

Resultatet viser et fald i drivhuseffektbesparelse for alle de påvirkede scenarier i forhold til hovedantagelserne for samme scenarier, hvor biogassen blev udnyttet direkte på biogasnalægget vha. en gasmotor. Dette medfører, at scenarie 4 og 7 uden biogasproduktion bliver marginalt bedre i denne påvirkningskategori end de tilsvarende scenarier, som inkluderer biogasproduktion. Det gøres dog opmærksom på, at da der er tale om en forsimplet modellering af konsekvenserne af at opgradere biogassen, bør dette resultat tolkes med forsigtighed.

6.6. Konklusioner

Nedenfor er de væsentligste konklusioner af miljøvurderingen af øget genanvendelse af dagrenovation beskrevet i form af generelle konklusioner, som omhandler hele eller dele af affaldssystemet.

- Ved rangordning af scenarier i alle påvirkningskategorier var der ikke ét enkelt scenarie, som var bedst i alle miljøpåvirkningskategorier. Der er således ikke ét scenarie, som uden forbehold kan siges at have den bedste miljøprofil. Det er derfor nødvendigt at betragte rangordenen i de potentielle miljøpåvirkninger i de forskellige kategorier for sig.
- Betragtes rangordenen af scenarierne i de ikke-toksiske påvirkningskategorier er scenariefamilierne 3, 5, 6 samt scenarie 4 og 7 i overvejende grad bedre placeret i rangordenen end basisscenariet 1 og scenariefamilie 2. Næringssaltbelastning falder her lidt udenfor, idet scenarie 1 ligger bedst i rangordenen.
- Drivhuseffekten udgør den største besparelse målt i personækvivalenter (PE) af de ikke-toksiske og toksiske miljøpåvirkningskategorier. På den måde kan affaldssystemet i disse kategorier siges at spille den største rolle mht. drivhuseffekt, idet affaldssystemets besparelser i forhold til samfundets samlede miljøpåvirkninger i denne påvirkningskategori er relativt størst.
- De numeriske forskelle mellem scenarier i de ikke-toksiske miljøpåvirkningskategorier var generelt små. Mht. drivhuseffekt var de bedste scenarier ca. 19 % bedre end basisscenariet. Beregnet per ton husholdningsaffald var miljøbesparelserne i kategorien drivhuseffekt størst for papirgenanvendelse. Miljøbesparelser pga. genanvendelse af aluminium, jern, plast og pap var langt mindre målt per ton samlet dagrenovation.
- Beregnet per ton af den pågældende affaldsfraktion udsorteret til genanvendelse var miljøbesparelserne størst for aluminium i samtlige miljøpåvirkningskategorier undtagen kategorien fotokemisk smogdannelse. Mht. drivhuseffekt fulgte derefter papirgenanvendelse og jerngenanvendelse. Plastgenanvendelse bidrager ligeledes med besparelse i næsten samtlige kategorier. Papgenanvendelse bidrager med de mindste besparelser mht. drivhuseffekt af samtlige udsorterede affaldsfraktioner per ton af affaldsfraktionen.
- Scenarierne med biologisk behandling med biogasfællesanlæg og forbrænding giver praktisk taget samme resultat for drivhuseffekt, men for næringssaltbelastning er scenarier med forbrænding af organisk affald bedre, fordi anvendelse af organisk gødninger giver en øget næringssaltbelastning sammenlignet med kun at anvende handelsgødning.
- Biogasfællesanlæg er marginalt bedre (under de valgte forudsætninger) end Aikan-anlæg mht. drivhuseffekt pga. højere udnyttelse af metanpotentialet, som ikke helt opvejes af, at Aikan-anlæggets behandler mere affald pga. større robusthed over for urenheder. Aikan-anlægget er bedre mht. næringssaltbelastning da mindre nitrat udsiver fra landbrugsjord ved udbringning af kompost.
- Optisk posesorteringsscenarierne giver anledning til lidt mindre potentielle miljøbesparelser end scenarierne uden posesortering i alle kategorier, hvilket overvejende skyldes tab af kildesorterede affaldsfraktioner ved fejlsortering på det optiske posesorteringsanlæg, og i mindre grad ekstra energiforbrug til sortering eller til større poseforbrug.
- Indsamling og transport udgør i alle scenarier en miljøbelastning, som dog spiller en meget lille rolle i forhold til miljøbesparelser og miljøbelastninger i behandlingsfasen

- Alle scenarier viste ressourcebesparelser for udvalgte ressource bestående af kul, naturgas og olie, jern og aluminium samt fosfor. Målt i personreserver (PR), som opgør ressourceforbruget som en mængde, der er til rådighed for en enkelt person, bidrager affaldssystemet med små besparelser i størrelsesordenen 0 til 11 milli PR/ton dagrenovation.
- Ressourcebesparelsen af fosfor ved udbringning af kompost/digestat fra biologisk behandling var 0,3 kg for biogasfællesanlægget og ca. 0,4 kg fosfor for Aikan-anlægget per ton dagrenovation. Fra en årlig dagrenovationsmængde i Danmark på ca. 1,66 mill. tons kan der genanvendes omkring 660 ton fosfor ved biologisk behandling af den organiske del vha. Aikan-anlæg – mængden er lidt mindre ved biogasfællesanlæg. Dette tal er beregnet under forudsætning af, at den gennemsnitlige sorteringseffektiviteten for den organiske del er ca. 62 %. Det samlede potentiale i Danmark ved antagelse af 100 % sorteringseffektivitet, er således ca. 1065 ton fosfor per år.
- For at sætte resultaterne i perspektiv beregnedes affaldssystemets potentiale mht. at nedsætte den danske udledning af drivhusgasser: Ved implementering af det bedste scenarie, som indebærer ca. 19 % forbedring i forhold til basisscenariet, skønnes det, at Danmarks CO₂-regnskab kan forbedres med ca. 0,5 %.
- For de toksiske miljøpåvirkninger er effekten af de enkelte scenarier meget lille målt som personækvivalenter, og der er meget stor usikkerhed på beregningerne. Scenarierne må under de givne forudsætninger anses for praktisk taget ligeværdige mht. de toksiske miljøpåvirkningskategorier.
- Miljøvurderingen har vist sig at være temmelig robust, dvs. rangordenen og det relative størrelsesforhold mellem scenarierne ændrede sig ikke væsentligt som følge af en række ændrede forudsætninger, herunder ændrede antagelser om brændsler til marginal el- og varmeproduktion, biomassebegrænsning og øget effektivitet af forbrændingsanlæg.

7. Metode for samfundsøkonomisk vurdering

I dette kapitel beskrives den anvendte metode og tilgang til den samfundsøkonomiske analyse.

Analysen er udført i overensstemmelse med Miljøministeriets vejledning i "Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter" (Miljøministeriet, 2010). Det betyder, at der er gennemført både en velfærdsøkonomisk og budgetøkonomisk analyse af de opstillede scenarier. De væsentligste aspekter og antagelser ved de to analyser er kort beskrevet i det følgende. Desuden er kapitel 8 dedikeret til centrale forudsætninger og antagelser i den samfundsøkonomiske analyse.

7.1. Generel velfærdsøkonomisk metode

I grundlaget for en politisk beslutning indgår en række forskellige aspekter, hvoraf en velfærdsøkonomisk vurdering kun er ét blandt flere. Den velfærdsøkonomiske vurderings bidrag er en økonomisk analyse, hvor der foretages en konsistent afvejning af projekternes gevinster og omkostninger.

Det velfærdsøkonomiske resultat udtrykker summen af fordele og ulemper ved projektets konsekvenser for samfundet som helhed af de værdisatte effekter. Resultatet opgøres i nutidsværdi ved hjælp af diskontering af fremtidige effekter, eller ved omregning af effekter over tid til en annuieret værdi ud fra diskonteringsraten og tidshorisonten. I nærværende analyse er beregnet årlige værdier. I den velfærdsøkonomiske analyse medregnes såvel de direkte økonomiske konsekvenser som miljømæssige effekter mht. klima og luftforurening (beregnet i miljøvurderingen i nærværende rapport) og udtrykt i kroner via de velfærdsøkonomiske enhedsomkostninger, som fremgår af en række kilder.

Vurderingen af et projekts samlede lønsomhed baseres på værdien af det velfærdsøkonomiske overskud, hvor en positiv værdi indikerer, at det vil være fordelagtigt for samfundet samlet set at gennemføre projektet.

I vurderingen af det velfærdsøkonomiske resultat er det vigtigt at holde sig for øje, at der inden for miljøøkonomi som oftest er konsekvenser, som det enten ikke har været muligt at inddrage i analysen eller ikke har været muligt at værdisætte.

Derfor vurderes følgende i sammenhæng med den velfærdsøkonomiske analyse:

Ikke-værdisatte effekter

Usikkerhed

Fordelingsmæssige konsekvenser.

7.1.1. Ikke værdisatte effekter

En velfærdsøkonomisk analyse vil sjældent kunne medtage den økonomiske påvirkning af samtlige konsekvenser af et givent tiltag. En række miljøeffekter må nødvendigvis udelades i praksis, enten fordi der ikke findes pålidelige metoder til kvantificering af effektens størrelse, eller fordi miljøeffekten ganske vist er opgjort i miljøvurderingen, men hvor der ikke findes brugbar værdisætning (enhedspris) for denne effekt. Endelig udelades effekter, som på forhånd og med god sikkerhed vurderes at være uden betydning for resultatet, fordi effekten er meget lille, og hvor en værdisætning vil være ressourcekrævende eller vanskelig.

De effekter, som ikke værdisættes i den velfærdsøkonomiske analyse, kvantificeres så vidt muligt i livscyklusanalysen, og deres betydning vurderes i forhold til det samlede resultat.

7.1.2. Usikkerheder

For en del af de effekter, der medtages i analysen, er både kvantificeringen af effekten og værdisætningen usikker. Følsomhedsanalyser er derfor en væsentlig del af den velfærdsøkonomiske analyse, idet de sikrer, at betydningen af disse usikkerheder afdækkes.

En væsentlig del af konklusionen på en velfærdsøkonomisk analyse er derfor at beskrive kritiske forudsætninger, der har afgørende betydning for størrelsen eller fortegnet af nettonutidsværdien.

7.1.3. Fordelingsmæssige konsekvenser

Nutidsværdien af det velfærdsøkonomiske overskud vil aldrig kunne udgøre hele vurderingsgrundlaget, uanset om alle relevante effekter kunne værdisættes. For den politiske beslutningstager vil der desuden være fordelingsmæssige hensyn, det vil sige, hvordan gevinster og omkostninger rammer forskellige befolkningsgrupper fordelt på f.eks. geografi (bl.a. om en given teknologi har gavnlige effekter for udkantsområder), indkomst, alder, forbrugere/producenter, skatteborgere osv. En sådan opgørelse ligger uden for denne analyses rammer.

De fordelingsmæssige konsekvenser af direkte økonomiske påvirkninger afdækkes i analysen i den budgetøkonomiske analyse, hvor der fokuseres på affaldsproducenter (dvs. private husstande), transportører og behandlingsvirksomheder.

7.2. Centrale forudsætninger og antagelser i den samfundsøkonomiske analyse

Der indgår en række centrale beregningsmæssige forudsætninger i den samfundsøkonomiske analyse. Disse er summeret i nedenstående tabel, og der er i det følgende redegjort for de anvendte forudsætninger.

TABEL 32
BEREGNINGSMÆSSIGE FORUDSÆTNINGER.

Parameter	Værdi/forudsætning
Grundlæggende metode	Køberprismetode baseret på velfærdsøkonomiske principper
Beregningsår	2020
Diskonteringsrate	5 %
Nettoafgiftsfaktor	35 %
Skatteforvridningsfaktor	20 %
Geografisk afgrænsning	International med national særberegning
Prisniveau, resultater	2012-prisniveau, køberpriser
Prisniveau, forudsætninger	2012-prisniveau, faktorpriser
Resultatopgørelse	Enhedspriser, kr./ton dagrenovation
Afskrivningsperioder	Bygninger: 25 år, Maskiner: 15 år, Affaldsbeholdere 10 år, Mobilt: 8 år

7.2.1. Beregningspriser og værdisætning af miljøeffekter

Generelt er beregningspriserne for resultaterne i analysen så vidt muligt og hensigtsmæssigt opgjort i køberprisniveau (dvs. inkl. gennemsnitligt netto-afgiftstryk mv.), mens forudsætninger generelt er præsenteret i faktorpriser. Køberpriserne antages at være udtryk for forbrugernes marginale betalingsvillighed og kan med den forudsætning anvendes som indikatorer på forbrugernes marginale nytte af goderne. Alle værdier er opgjort i 2012-prisniveau.

Generelt antages de velfærdsøkonomiske konsekvenser fra tidligere led i produktionsprocessen eller fra fortrængt produktion implicit at være medregnet i de anvendte beregningspriser på input og produkter for de betragtede processer.

Et særligt aspekt knytter sig til miljøeffekterne fra de tidligere led og fortrængt produktion. Kun i det omfang disse er fuldt internaliserede via afgifter på de pågældende markeder, kan de også betragtes som medregnet i de ovennævnte priser. Det har ikke været muligt at opgøre omfanget af denne internalisering og det har derfor heller ikke givet mening at forsøge at korrigere priserne i forhold til disse miljøeffekter. Sparede miljøeffekter fra den fortrængte produktion af processernes produkter er medregnet på basis af resultaterne af livscyklusvurderingen, dog kun for så vidt angår effekter på klima og luftforurening.

For de miljøeffekter, hvor kvantificering har været mulig, er der anvendt beregningspriser udtrykt per fysisk enhed. For de miljøeffekter der handles på kvotemarkeder (dvs. for drivhusgasser) er der regnet med kvotepriser som følge af Energistyrelsens (2011) anbefalinger herom. Der er for øvrige miljøeffekter regnet med skadesomkostningen. Hvis ikke der kunne findes en troværdig kilde til fastlæggelse heraf, kunne man for de effekter (f.eks. NOx) hvor der eksisterer fastlagte målsætninger (og dermed en implicit beregnelig skyggepris på udledningen) have anvendt en implicit beregnelig skyggepris på udledningen. Skyggeprisen er udtryk for den marginale velfærdsøkonomiske omkostning ved at opfylde målsætningen.

For CO₂ kvoteprisen er anvendt Energistyrelsens (2011) bud for 2020. De øvrige priser er fremskrevet til 2012 prisniveau. De anvendte enhedspriser er angivet i Tabel 33.

TABEL 33
VELFÆRDSØKONOMISKE BEREGNINGSPRISER FOR EMISSIONER TIL LUFT.

Emission	Enhed	Pris	Kilde
CO₂	kr./ton	300	ENS (2010)
Metan	kr./ton	6.308	ENS (2010)
N₂O	kr./ton	93.125	ENS (2010)
Partikler	kr./kg	107	DMU (2010)
NO_x	kr./kg	57	DMU (2010)
SO₂	kr./kg	89	DMU (2010)
CO	kr./ton	9	DTU Transport (2010)
HC	kr./kg	3	DTU Transport (2010)
Hg	kr./kg	2.100	DMU (2007)
Bly	kr./kg	12.692	DMU (2007)
Dioxiner	kr./g	2.078.729	COWI (2004)

Note: For partikler er benyttet en enhedsomkostning for PM_{2.5}, men EASEWASTE opererer ikke med en skarp opdeling i forhold til partikelstørrelser. Der er derfor knyttet nogen usikkerhed til værdiansættelsen af partikler.

7.2.2. Diskonteringsraten

For at kunne omregne effekter, der falder over tid, til en årlig værdi, anvendes en diskonteringsrate. Diskonteringsraten afspejler samfundets forventede fremtidige afkast på investeringer. Det er p.t. praksis i Danmark at anvende en diskonteringsfaktor på 5 % for miljøanalyser.

7.2.3. Skatteforvridning og nettoafgiftsfaktor

I overensstemmelse med anbefalingerne i Miljøministeriet (2010) medregnes der et skatteforvridningstab. Forvridningsfaktoren skal fastsættes i overensstemmelse med Finansministeriets vejledning, dvs. til 20 %.

Der er ikke regnet med markedsforvridninger ud over den generelle skatteforvridningstab i den velfærdsøkonomiske analyse. Skatteforvridningstabets fastsættes til 20 % af nettoforskellen mellem skatte- og afgiftsindtægter i basisscenariet og de øvrige scenarier.

De velfærdsøkonomiske totalomkostninger udtrykkes i køberpriser i analysen. For at udtrykke produktionsgodernes marginale værdiproduktivitet i et prisniveau, der afspejler betalingsvilligheden for de resulterende produkter, skal produktionsgodernes faktorpriser forhøjes med en gennemsnitlig nettoafgiftsfaktor. Nettoafgiftsfaktoren udtrykker det afgiftstryk, der i gennemsnit findes på forbrugsvarer.

Ifølge Miljøministeriet (2010) skal anvendes den af Finansministeriet fastsatte nettoafgiftsfaktor. Der anvendes derfor en nettoafgiftsfaktor på 35 % svarende til forventet anbefaling fra Finansministeriet (jf. Finansministeriets udkast til vejledning i udarbejdelse af samfundsøkonomiske konsekvensvurderinger, juni 2012).

7.2.4. Geografisk afgrænsning

Ifølge Miljøministeriet (2010) skal man som udgangspunkt anvende en national afgrænsning i den velfærdsøkonomiske vurdering.

Den nationale afgrænsning anvendes ud fra en betragtning om, at det er konsekvenserne for det danske samfund, som skal afspejles i et beslutningsgrundlag, og at vurderingen af konsekvenserne skal ske på grundlag af den danske befolknings præferencer målt ved den på markedet udtrykte eller den indirekte afslørede betalingsvilje for goderne. Ifølge denne definition er det altså uden betydning for resultatet, om behandlingen foretages af dansk eller udenlandsk ejede virksomheder.

En national afgrænsning medfører imidlertid, at man ikke skal medtage miljøkonsekvenserne i andre lande, og det kan problematiseres, om afgrænsningen er hensigtsmæssig i forbindelse med vurderingen af projekter med miljøeffekter i udlandet, hvilket er tilfældet for håndtering af dagrenovation.

Det fremgår af Miljøministeriets vejledning side 70, at *"Ifølge det nytteetiske vurderingsgrundlag bør den velfærdsøkonomiske vurdering omfatte projektets konsekvenser for alle berørte personer i ind- og udland. Nytteetikken tilsiger altså, at der under alle omstændigheder bør anlægges et globalt perspektiv i forbindelse med den velfærdsøkonomiske vurdering, og at der derfor bør benyttes en global afgrænsning ved konsekvensbeskrivelsen. ... I de senere år er der imidlertid selv ved vurdering af indenlandske miljøprojekter en tendens til at forlade den snævre nationale afgrænsning af konsekvensbeskrivelsen."*

Blandt andet inden for affaldssektoren har valget af afgrænsning en vis betydning for vurdering af miljøeffekter, siden affald i stigende grad er en international handelsvare. Væsentlige miljøpåvirkninger - positive såvel som negative - kan således tænkes at ske i udlandet.

I dette projekt er de væsentligste miljøpåvirkninger i udlandet CO₂ udledninger fra energiproduktion til primær produktion og diverse miljøeffekter fra indvinding af materialer. CO₂ er en grænseoverskridende forurening, hvor skadesomkostningen ikke afhænger af udledningsstedet. Derudover vil der i mange tilfælde være tale om, at udledningen af drivhusgasser allerede er kvotebelagt eller må forventes at være det i 2020. For den kvotebelagte del af virksomhederne (fx kraftvarmeverker) antages omkostningen til kvotekøb at indgå i virksomhedernes salgspriser (i faktorpriser). For eksempel er kvoteomkostningen inkluderet i de anvendte el- og varmepriser. For den kvotebelagte del skal der derfor ikke i miljøregnskabet lægges en værdi af udledningen af klimagasser oven i disse virksomheders salgspriser. Størstedelen af forbrændingsanlæg kommer under kvoteloftet, men først fra 2013. Disse virksomheder er i beregningerne behandlet som værende uden for kvoteloftet.

7.2.5. Allerede afholdte investeringer

Opgørelsen af de samlede anlægsinvesteringer for en behandlingsform afhænger af, hvordan man opgør værdien af eksisterende kapitalapparat. Der er her to alternativer:

- "Bar mark"-antagelsen, hvor alle dele af produktionsanlægget medregnes til de omkostninger, det koster at producere dem.
- "Alternativomkostnings"-antagelsen, hvor eksisterende dele af anlægget opgøres til den værdi, som det vil have under bedste alternative anvendelse.

Denne analyse omhandler en teknikvalgsproblemstilling. Det vil sige, at det skal afdækkes, hvilken af forskellige metoder til håndtering af dagrenovation, som er mest rentabel for samfundet på langt sigt. I forbindelse med analyser af denne type anbefales det i Miljøministeriet (2010), at man ikke medtager allerede afholdte investeringer ud fra en begrundelse af, at man ikke skal være låst af allerede foretagne valg, når man skal beslutte, hvilken teknik der er den bedste. "Bar mark"-antagelsen benyttes derfor i analysen, hvilket betyder at de fulde investeringer ved de forskellige metoder til håndtering af dagrenovation medregnes gennem anvendelse af de løbende prisdata, uanset om de allerede er afholdt eller ej.

7.2.6. Optimering af affaldssystem

Det er i alle scenarier med øget genanvendelse forsøgt at optimere affaldssystemet for at sikre størst mulig sammenlignelighed. Optimeringen består først og fremmest i at sikre størst mulig fyldningsgrad i beholderne til indsamling af affald, da indsamlingsomkostningerne er den mest betydende udgift i affaldshåndteringen. For enfamilieboliger er det forsøgt at vælge så lave tømningfrekvenser som muligt givet visse minimumskrav. For etageboliger er antallet af husstande, som deler beholdere, søgt optimeret, sådan at beholderne er fyldte, når de tømmes. Disse optimeringer ligger i tråd med den måde, man i praksis administrerer affaldsindsamling i dag.

Derudover er det forudsat, at anlægsstørrelserne ikke nødvendigvis skal svare til affaldsoplandets affaldsproduktion, idet samarbejde mellem oplandene gør det muligt at opnå stordriftsfordele på visse typer anlæg.

7.2.7. Enhedsomkostninger

Analysen er opbygget, så der tages udgangspunkt i ét ton dagrenovation. Denne tilgang er dels valgt, fordi det er nemmere at fortolke dette resultat end de samlede samfundsøkonomiske omkostninger, og dels fordi den samfundsøkonomiske analyse dermed bedre kan sammenlignes med livscyklusvurderingen, hvor resultaterne ligeledes opgøres per ton affald.

7.3. Budgetøkonomisk analyse

Opgørelse af den direkte økonomiske påvirkning af de enkelte berørte parter betegnes en budgetøkonomisk analyse. Den budgetøkonomiske analyse omfatter udelukkende de direkte finansielle omkostninger/gevinster, der pålægges forskellige dele af samfundet i forbindelse med affaldshåndteringen, og belyser således de direkte fordelingsmæssige konsekvenser.

De budgetøkonomiske konsekvenser bør opgøres for de forskellige samfundsgrupper, som påvirkes mest markant. I denne analyse omfatter disse potentielt:

- Kommunerne/affaldsselskaberne
- Affaldsproducenter (husholdninger og erhverv)
- Behandlingsvirksomhederne
- Statsfinanserne

Udover ovenstående interessenter vil en række øvrige aktører blive påvirket økonomisk, eksempelvis vognmænd. Påvirkningen af disse aktører er imidlertid af mindre omfang.

Den budgetøkonomiske analyse afdækker de økonomiske konsekvenser for hver enkelt type aktør, som påvirkes af de belyste alternativer.

Med udgangspunkt i den eksisterende danske hvile-i-sig-selv regulering vil omkostningerne ende hos affaldsproducenterne. Den pris, som husholdninger betaler for at få behandlet deres dagrenovation, skal nemlig afspejle omkostningerne. Derved vil evt. forøgede omkostninger til indsamling, transport, omlastning og behandling af husholdningsaffald afholdt af kommune, affaldsselskab eller behandlingsvirksomhed i sidste ende skulle afholdes af affaldsproducenterne (husholdninger og erhverv).

Den budgetøkonomiske analyse koncentrerer sig derfor om at klarlægge, hvordan affaldsproducenterne (private husstand), transportører og behandlingsanlæg påvirkes. Da hvile-i-sig-selv reguleringen er i spil her, vil de to sidstnævnte effekter i sidste ende påfalde husholdningerne. De budgetøkonomiske forhold drejer sig derfor alene om at se på virkningen for husholdningerne.³⁴

7.4. Forbrugerens oplevede fordele og ulemper

I overensstemmelse med praksis i de fleste af Miljøstyrelsens "Miljøprojekter", skal husholdningernes tidsforbrug og evt. besvær ikke værdisættes og medregnes. Dette betyder at f.eks. tidsforbruget ved at bringe papir til en papirkube ikke medregnes i referencescenariet, og at den følgende tidsbesparelse når papir indsamles ved husstanden ikke godskrives alternativscenariet.

Endvidere er der ikke taget højde for husholdningernes oplevede fordele og ulemper ved forskellige indsamlingssystemer. Her tænkes på f.eks. pladsforbrug til flere beholdere, kompleksitet i affaldssorteringen, kundens vurdering af affaldssystemets miljømæssige profil (f.eks. den oplevede fordel ved at affaldshåndteringen er "grøn" / "klimavenlig") osv. Disse elementer ville kunne undersøges med f.eks. såkaldte Stated Preference (SP) analyser, som værdisætter sådanne kvalitative begreber. Der findes imidlertid ikke tilstrækkeligt omfangsrige danske SP analyser på området, hvorfor sådanne fordele og ulemper ikke kan belyses.

7.5. COWIs IDA-SOFIA model

Den af COWI udviklede IDA-SOFIA model er en regnearksmodel som gør detaljeret rede for indsamlings- og behandlingsomkostninger for husholdningsaffald. Affaldet er opdelt både på fraktioner, strømme og familietyper. Hermed kan de enkelte fraktioners bidrag til omkostningerne spores. Endvidere gøres der rede for fraktioners og strømmes eventuelle deling af beholdere i indsamlingen. Det gør det muligt præcist at beregne tømningens volumen i de enkelte beholdere. Hermed kan forudsætninger om tømningens frekvenser og deling af beholdere justeres, så der ikke forekommer u hensigtsmæssig forskelsbehandling mellem scenarier pga. forskellige antagelser om tømning.

Modellen gør også rede for en række forskellige behandlingsformer, både forbrænding, biologisk behandling og forskellige sorteringsanlæg, hvor der også beregnes energiafgifter. Udsorterede materialer sælges til genanvendelse. Endelig gøres der detaljeret rede for transportarbejdet i forbindelse med transport af både materialer og affald.

Modellen anvendes som en "total-model", dvs. alle antagelser indtastes i regnearket, som herved genererer alle tabeller og figurer for gjorte forudsætninger og beregnede resultater. Det eneste punkt hvor modellen ikke benytter egne beregninger på de forklarede forudsætninger er omkring miljøpåvirkningerne i kr./ton affald, som beregnes udenfor IDA-SOFIA modellen på baggrund af EASEWASTE beregninger af de scenariospecifikke miljøpåvirkninger.

³⁴ I forhold til fordeling af omkostninger for forbrændingsanlægget mellem varmekunder og affaldskunder er der benyttet den såkaldte substitutionsprismetode. Det betyder at alle omkostninger (også afgifter såsom affaldsvarmeafgift) påfalder affaldskunderne, som til gengæld også får den fulde energiindtægt (hvor der også indgår et element af afgifter på brændsel til varme).

Modellens beregningsmæssige afgrænsning dækker omkostningerne ved tømning og afskrivning af affaldsbeholdere, over transport af affald i komprimatorvogne og lignende, behandling på sorteringsanlæg, biologisk behandling og forbrænding, samt transport af materialer til oparbejdning til genanvendelse. Der er ikke gjort specifikt rede for omkostninger ved oparbejdning, idet afgrænsningen findes i salgsprisen for genanvendelige materialer til oparbejdning. I forhold til energisystemet afgrænses ved salg af el, varme og evt. biogasproduktion. Værdisætningen af miljøpåvirkninger sker dog ud fra de beregnede emissioner fra EASEWASTE med den noget bredere afgrænsning, denne model har.

I Bilag 12 er præsenteret et konsekvensskema for IDA-SOFIA modellen som detaljeret gør rede for de effekter som medregnes i modellen for scenarierne 1 og 5F. Skemaet beskriver de fysiske mængder (f.eks. antal spande, antal tømninger, antal tons behandlet osv.), den anvendte enhedsomkostning for den pågældende fysiske mængde, samt den resulterende beregnede totalomkostning for den pågældende udgiftspost. Summen af alle omkostninger opregnet i konsekvensskemaet udtrykker herved de samlede omkostninger i scenariet.

8. Forudsætninger for samfundsøkonomisk vurdering

I dette kapitel beskrives de konkrete forudsætninger for den samfundsøkonomiske vurdering.

8.1. Tømningsomkostninger

Tømningsomkostningerne er baseret på COWIs viden fra bl.a. licitationsrunder for affaldsindsamling og beholderkøb hos en række af COWIs kommunale kunder. Det er forudsat, at der er tale om afhentning ved standplads og at der er tale om standardbeholdere med standardlåg.

TABEL 34
FORUDSÆTNINGER FOR TØMNINGSOMKOSTNINGER (FAKTORPRISER).

	Størrelse	Pris	Vedligehold	Levetid	Kapital- omkostning	Tømningspris
	liter	kr./spand	kr./spand/år	år	kr./år	kr./tømning
PapirKube	2.500	5.500	220	10	712	100
GlasKube	2.500	6.000	240	10	777	100
140L	140	190	8	10	25	12,00
190L	190	220	9	10	28	13,00
240L	240	240	10	10	31	14,00
240L 2rum	240	350	14	10	45	15,00
240L pose	240	240	10	10	31	14,37
370L 4rum	370	1.100	44	10	142	22,00
400L	400	800	32	10	104	22,00
660L	660	900	36	10	117	23,00
660L pose	660	900	36	10	117	23,60

Priserne ved udbud kan variere ganske meget, så de valgte priser afspejler den typiske afhentningspris.³⁵ Vedligehold er fastsat til 4 % af anskaffelsespris.

³⁵ Tømningsprisen burde ideelt set beregnes ud fra forbrug af arbejdskraft, kapital og materialer. Denne beregning kan dog kun vanskeligt foretages i praksis da forbrug af materiel og arbejdskraft afhænger af ruteoptimeringer i konkrete oplande. Det vurderes at tømningspriser indhentet ved udbud giver et retvisende billede af omkostningerne incl. en normal forrentning af operatørens kapital.

De forskellige scenarier medfører forskelligt forbrug af poser i husholdningerne. F.eks. vil posesorterings-scenarierne medføre ekstra poseforbrug, da alle fraktioner skal emballeres i poser, mens kildesortering medfører forbrug af færre poser, da det antages, at der ikke anvendes poser til de genanvendelige materialer. For hvert scenarie er beregnet poseforbrug i husholdningen. Dette er inkluderet som en omkostning i beregningerne. Tømningsomkostningen for beholdere til optisk sortering er tillagt en ekstraomkostning til en større komprimatorvogn fordi poser til optisk posesortering ikke må komprimeres så meget som poser der ikke skal optisk sorteres.

8.2. Transportomkostninger

Transportomkostningerne er beregnet på baggrund af DTU Transport (2010) opgjort i 2012 prisniveau. I denne kilde angives omkostningen som en kombination af tid (løn og afskrivninger på køretøjet) og afstand (slid og brændstof). Det er for transport af materialer til genanvendelse forudsat at der ikke køres tom returkørsel, men at der i stedet i gennemsnit køres 30 km efter et nyt læs til returkørslen. Læsning og losning er forudsat at tage i alt 15 minutter.

TABEL 35
FORUDSÆTNINGER FOR TRANSPORTOMKOSTNINGER.

Lastbilomkostning, afstand	kr./km	2,65
Lastbilomkostning, tid	kr./time	353,40
Tidsforbrug til læsning/losning	minutter	15,00
Gennemsnitlig tomkørsel	km/læs	30,00
Eksternalitet	kr./km	2,43

Note: Eksternaliteter omfatter uheld, støj og vejslid. Kilde: DTU Transport (2010)

For hver transportstrækning er beskrevet en afstand, en læsstørrelse og en gennemsnitsfart jf. afsnit 2.3. Således beregnes transportomkostningen i kr./ton som tidsomkostning gange tidsforbrug plus afstandsomkostning gange afstand (inkl. antaget tomkørsel og læsning/losning), det hele delt med læsstørrelse. De beregnede omkostninger fremgår af Tabel 9 og Tabel 36.

8.3. Afsætning af materialer

Afsætningen af materialer forudsættes at ske fra materiale- og sorteringsanlæg til en række genindvindingsanlæg placeret i Danmark og i udlandet. De materialespecifikke transportomkostninger og salgspriser er vist i Tabel 36.

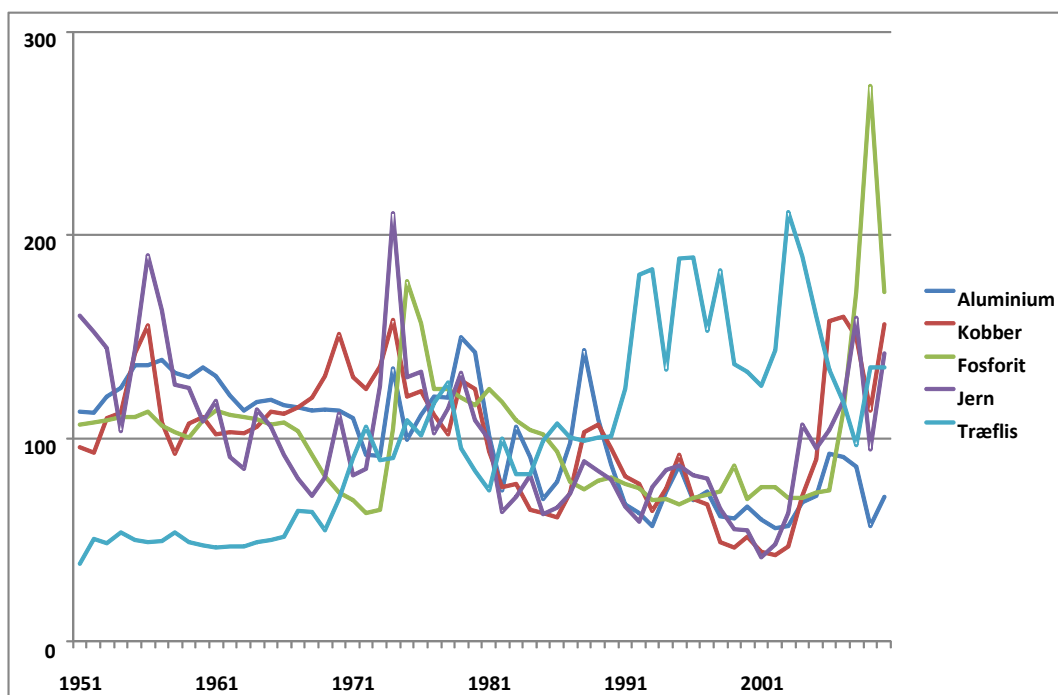
TABEL 36
SALGSPRISER OG TRANSPORTOMKOSTNINGER FOR MATERIALER.

	Transportomkostning		Salgspris ¹
	kr./tonkm	kr./ton	kr./ton
Bioforgasset KOD/Digestat	0,43	13	0
Papir/aviser	0,28	106	800
Pap	0,32	120	750
Plast - LDPE	0,35	88	2.800
Plast - HDPE	0,35	88	1.800
Plast - PP	0,35	88	2.000
Plast - PS	0,35	88	1.700
PET	0,35	88	2.000
Blandet plast	0,35	35	200
Aluminium ²⁾	0,28	57	8.000
Fe-Metal ²⁾	0,28	106	1.400
Kommune jern ²³⁾	0,34	34	1.700
Glas	0,28	28	-100

Noter: 1) Salgsprisen udtrykker den pris materialehandler opnår ved levering i balleteret form ved "genvindingsfabrikken". For bioforgasset og efterkomposteret kildesorteret organisk dagrenovation er salgsprisen an mark. For kildesorteret organisk dagrenovation til biogassfælses anlæg og efterfølgende udbringning af digestat er prisen også an mark. 2) Aluminium og Fe-metal udsorteret fra slagge fra affaldsforbrænding antages at opnås 50 % af denne pris for kildesorteret metal. 3) Ved kommunejern forstås blandet metal.

Kilde: Transportomkostningerne (ekskl. eksterne effekter) er beregnet på baggrund af forudsætningerne om afstand og læsstørrelse mv. præsenteret i afsnit 2.3. Materialepriserne i tabellen er indsamlet i dialog med materialeforhandlere og kommuner. Priserne udtrykker det øjeblikkelige niveau med skyldig hensyntagen til de sædvanlige kortvarige markedsmæssige fluktuationer. Afsætningspriser (senest opdaterede) er indhentet via kommuner, affaldsselskaber og materialehandlere. Der er anvendt et balanceret 2012 prisniveau. Flasker og skår afregnes begge kun til skårpriser og er forudsat afsat direkte til glasværk.

Materialepriserne har en væsentlig indflydelse på resultaterne af den samfundsøkonomiske vurdering. De er endvidere kendt for at variere meget, hvilket er vist i Figur 29. Historisk synes de at være ganske følsomme overfor verdenskonjunkturerne, og svinger i grove træk med -50 til +100 % af gennemsnitsprisen for perioden siden Anden Verdenskrig. Figuren viser også at råvarepriserne omkring 2010 (for de for dette projekt relevante materialer) i grove træk ligger omkring det historiske gennemsnit for den viste periode. Ifølge meldinger fra materialeforhandlerne har materialepriserne i 2012 stabiliseret sig efter finanskrisen i 2008.



Kilde: US Geological Survey, <http://minerals.usgs.gov/ds/2005/140/> samt Madison Lumber Report, i faste priser, indekseret.

Figur 29 Indeks for råvarepriser 1951-2010 (indeks 100 = gennemsnitlig realpris for perioden 1951-2010).

Det er vanskeligt at forudse den fremtidige udvikling i materialeprisen. På den ene side viser de historiske data at der ikke har været tale om en permanent opadgående trend i priserne som følge af tiltagende resurseknaphed. På den anden side kan tiltagende resurseknaphed på sigt tænkes at medføre højere materialepriser, såfremt efterspørgselspresset efter materialerne ikke formindskes eller eventuelt øges markant. Af figuren kan aflæses at der indenfor de sidste 10 år har der været en stigende tendens. Om dette har noget med tiltagende resurseknaphed på visse råmaterialer eller om det blot er som led i den sædvanlige fluktuation kan kun fremtiden vise. De i Tabel 36 nævnte priser er lidt højere end det gennemsnit for perioden 2006-2010 der blev anvendt i Idekataloget af 2010. Årsagen hertil er som nævnt tidligere at materialepriserne i 2012 har stabiliseret sig efter finanskrisen i 2008.

8.4. Behandlingsomkostninger

Behandlingsomkostningerne for de forskellige anlæg og deres størrelser er præsenteret i Tabel 37. Der er også præsenteret et skøn for indtægten fra salg af energi og materialer. Denne indtægt vil dog variere fra scenarie til scenarie på grund af forskel i sammensætningen af det behandlede affald. Omkostningerne er beregnet som konkrete forbrug af arbejdskraft, energi og materialer for de pågældende anlæg. Endvidere er årlig kapitalomkostning (afskrivning og forrentning) beregnet ud fra den samfundsøkonomiske diskonteringsrate med forskellige afskrivningsperioder for bygninger, maskiner og mobilt udstyr (hhv. 25, 15 og 8 år.).

TABEL 37
BEHANDLINGSOMKOSTNINGER FOR AFFALDSBEHANDLINGSANLÆG

	Kapacitet Forudsat tons/år	Ton omkostninger			Investeringer		
		Drift kr./ton	Kapital kr./ton	I alt kr./ton	Bygninger mio. kr.	Maskiner mio. kr.	Mobil mio. kr.
Balleteringsanlæg 44.000 ton papir (hovedantagelse ved scenarierne 2, 3, 4 5 6 og 7)	44.474	80	55	135	19	8	2,1
Balleteringsanlæg 40.000 ton papir, additionelt til sorteringsanlæg for kildeopdelt (følsomhedsantagelse ved scenarierne 5, 6 og 7)	40.000	62	29	91	10	4	1,2
Sorteringsanlæg for kildeopdelt 11.000 ton og additionelt balleteringsanlæg 40.000 ton papir (følsomhedsanalyse i scenarierne 6 og 7)	51.200	181	178	359	53	48	4,2
Sorteringsanlæg for kildeopdelt 11.000 tons (følsomhedsanalyse for scenarierne 6 og 7)	11.000	579	698	1277	43	45	3,0
Sorteringsanlæg for kildeopdelt 11.000 ton og tør rest 74.000 ton	85.000	143	117	260	59	49	7,7
Sorteringsanlæg for kildeopdelt 11.000 ton og tør rest 74.000 ton og 40.000 ton papir (følsomhedsanalyse for scenarie 5)	125.900	121	90	211	69	52	8,9
Sorteringsanlæg for kildeopdelt 40.000 ton kildeopdelt (hovedantagelse ved scenarierne 6 og 7)	40.000	409	236	646	55	53	3,0
Sorteringsanlæg for kildeopdelt 40.000 ton og tør rest 280.000 ton (hovedantagelse ved scenarie 5)	320.000	96	76	172	137	138	7,7
OptiBag 162.500 ton, 3 poser (hovedantagelse ved scenarie 2Z)	162.500	123	175	298	80	227	6,0
OptiBag 162.500 ton, 6 poser (hovedantagelse ved scenarie 3Z)	162.500	133	185	318	81	243	5,7
Aikan 40.000 ton (følsomhedsanalyse ved scenarierne 2A, 3A, 5A, 6A)	40.000	253	295	548	36	96	0,1
Aikan 80.000 ton (hovedantagelse ved scenarierne 2A, 3A, 5A, 6A)	80.000	218	265	483	61	175	0,1
Skruepresse 24.000 ton KOD ind (hovedantagelse ved scenarierne 2F, 3F, 5F, 6F)	24.000	121	143	264	9	29	0,0
Biogasfællesanlæg 150.000 m3 i alt (hovedantagelse ved scenarierne 2F, 3F, 5F, 6F)	37.500	268	193	461	63	24	3,1
Forbrændingsanlæg 200.000 ton (hovedantagelse for alle scenarier)	200.000	300	622	921	475	940	0,0

Kilde: Se forklaringer i resten af afsnittet.

8.4.1. Forbrændingsanlæg

Det er antaget at alle typer anlæg bygges i en størrelse, så de væsentligste stordriftsfordele opnås. Hermed undgås positiv forskelsbehandling for anlægstyper som passer godt til det modellerede opland. Det er i denne sammenhæng mindre vigtigt om det valgte anlæg passer til det beregnede opland, da det antages, at affald udefra vil blive behandlet på anlægget op til den fastlagte kapacitet (anlægget vil blive fyldt op med en tilsvarende type affald).

Dimensioneringen af et forbrændingsanlæg og de heraf følgende omkostninger afhænger af mange forhold, som omfatter både tonnage, energiindhold og røggasudvikling. Dette betyder at kapaciteten i praksis er bestemt af en blanding af affaldets energiindhold og dets vægt. Ligeledes afhænger indtægterne fra salg af el og varme også af affaldets brændværdi.

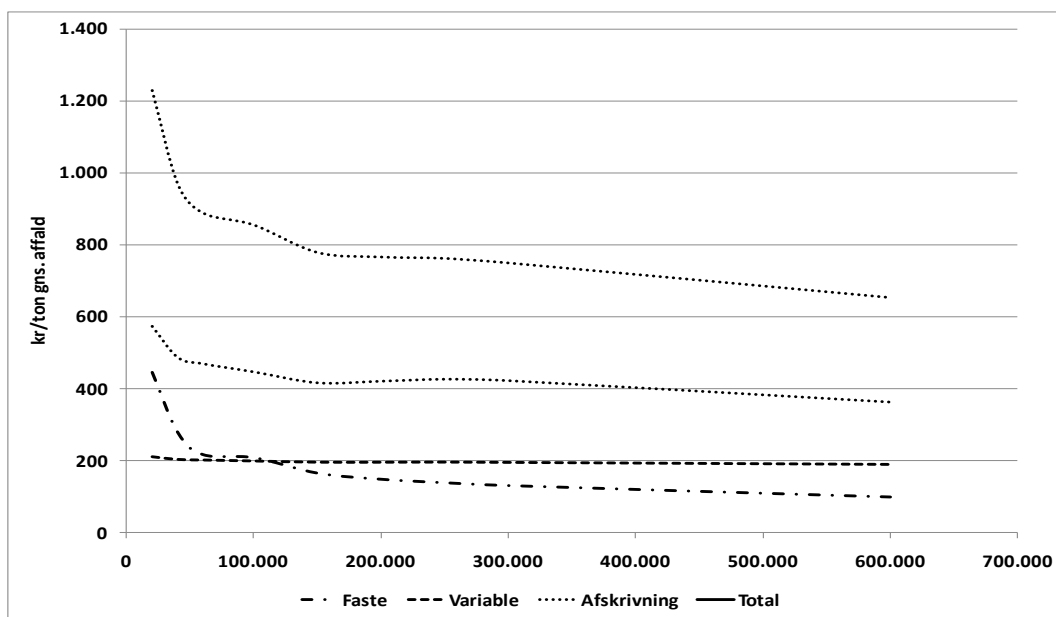
Investeringer på et nyt forbrændingsanlæg vil ca. kunne opdeles i følgende:

1. Investering der er direkte proportionale med energimængden
 1. 35-40 % kedel (røggasmængde)
 2. 8 % turbine (energimængde)
 3. 15 % røggasrensning (røggasmængde)
2. Investeringer der er direkte proportionale med massen/tonnagen
 1. 4 % riste/ovn
 2. 6 % hjælpesystemer (kran, slagge osv.)
3. Investeringer delvist afhængige af masse/tonnagen
 1. 30-35 % bygninger

En 60/40 fordeling af investeringsomkostningerne med den største andel i forhold til energiindholdet i det tilførte affald vil give et godt udtryk for hvordan investeringsomkostninger kan fastlægges for et forbrændingsanlæg. Hermed opnås i beregningen en mere korrekt fordeling af investerings- og faste omkostninger, samt energiindtægter, fordi det forbrændte affalds brændværdi er forskelligt fra scenarie til scenarie. I de tilfælde hvor affaldets brændværdi ændres mellem scenarierne, medfører denne beregningsmetode også en mere korrekt fastsættelse af investeringsomkostningerne.

Det er vurderet at driftsomkostningerne for 40 % vedkommende hidrører fra tonnage (kraner, fremføring) mens 60 % stammer fra energiindhold (øget røggasvolumen som medfører øget indblæsning af luft samt øgede materialeomkostninger til røggasrensning). Der er ikke vurderet på forskelle i virkningsgrader som følge af ændret vandindhold i røggassen.

Forbrændingsanlæg er generelt mere fordelagtige desto større de bliver. Der er meget markante fordele for de første 50-100.000 tons/år, men herefter flader skalafordelene ud. Figur 30 viser en udviklingen i behandlingsomkostningerne som følge af storskalafordele.



Kilde: COWIs skøn og ekstrapolationer over 5 anlæg fra Senja, Bergen og Stavanger i Norge, TAS og Amagerforbrænding.

Figur 30 Skalafordele ved forbrændingsanlæg.

Det skal dog tages i betragtning at skalafordele ved større opland opvejes af større transportafstand, hvilket begrænser anlæggenes størrelse. I vurderingen af hvor stort et opland et konkret anlæg bør være, skal man også tage i betragtning at en marginal ændring i et planlagt anlægs størrelse typisk sker til mindre omkostninger end gennemsnittet. En udvidelse med 10 % kapacitet betyder således ofte at omkostningsforøgelsen er væsentligt mindre end 10 %. Imidlertid arbejdes der i nærværende analyse med barmarksanlæg, hvorfor en gennemsnitsbetragtning over nye anlægs omkostninger er det mest retvisende udgangspunkt.

Endelig skal forbrændingsanlægget kunne afsætte al sin varme, også i sommermånederne. Dette er ofte også en begrænsende faktor i anlæggenes skala. I beregningerne tages der udgangspunkt i et anlæg med en kapacitet på 200.000 tons/år, dimensioneret til en gennemsnitlig brændværdi på 11,5 GJ/ton.

8.4.2. Aikan-anlæg

Der indsamles ca. 40.000 tons kildesorteret organisk dagrenovation (KOD) fra de 250.000 boliger. Et Aikan-biogasanlæg af denne størrelse er rimeligt stort set i forhold til nuværende kapaciteter for denne teknologi. Til dette projekt er beregnet økonomien i to størrelser anlæg nemlig et anlæg på 40.000 tons tilført KOD og et anlæg på 80.00 tons tilført KOD. Det store anlæg udviser en ca. 12 % mindre omkostning per "kapacitets ton" og ca. 16 % mindre per "driftston". Dette udtrykker en storskalafordel i nævnte størrelsesordener. Storskalafordelen forventes ikke at blive mærkbart større ved at øge kapaciteten udover de 80.000 årston. Det er derfor valgt som hovedforudsætning at dimensionere Aikan-anlægget til en årlig kapacitet på 80.000 ton. Anlæggets kapacitet er bestemt ud fra volumen. Da det er forudsat at det behandlede affald ikke varierer i massefylde, kan denne begrænsning ligeledes udtrykkes i tons. Behandlingsomkostningerne indeholdende forrentning, afskrivning og drift er beregnet til 483 kr./ton.

I en følsomhedsanalyse beregnes effekten af at bruge et anlæg på den halve størrelse (40.000 tons KOD) svarende til den mængde KOD der kan indsamles fra 250.000 boliger. Da investeringer og faste omkostninger kun ændrer sig i mindre grad, er der færre ton at fordele omkostningerne på, hvorfor den gennemsnitlige omkostning stiger til 548 kr./ton, svarende til 13 % forøgelse.

Pris for kompost fra Aikan leveret til landmandens mark sættes til netto 0 kr./ton ud fra en forudsætning om at transport af kompost til landmand bekostes af anlægget og udspreddning på mark betales af landmanden. Disse omkostninger modsvarer landmandens besparelse på NPK gødning og jordforbedring.

8.4.3. Biogasfællesanlæg

Biogasfællesanlægget behandler primært gylle, og er derfor afhængigt af relativt korte transportafstande til landbrugene. De anbefalede kapaciteter ligger på omkring 150.000 ton/år. Det er derfor mindre relevant at kigge på skalafordele for biogasfællesanlæg i og med at et anlæg af denne størrelse ifølge Slambekendtgørelsen maksimalt må modtage 25 % (tørstofbasis) andre affaldstyper (f.eks. forbehandlet kildesorteret organisk dagrenovation, slagteriaffald, mejeriaffald) for at kunne udbringe det bioforgassede blandede slutprodukt efter reglerne i husdyrgødningsbekendtgørelsen³⁶ og ikke efter slambekendtgørelsen.

På et biogasfællesanlæg kan behandles flere forskellige fraktioner, heriblandt gylle, spildevandsslam, industriaffald og KOD. Hver fraktion har sit eget biogaspotentiale og tørstofindhold, som kan have stor indvirkning på anlæggets drift og økonomi.

³⁶ Bekendtgørelse nr. 764 af 28/06/2012 om erhvervsmæssigt dyrehold, husdyrgødning, ensilage m.v.

BiogASFællesanlæggets kapacitet er typisk begrænset af reaktortankenens volumen. Massefylden for de forskellige fraktioner er forholdsvis ens på grund af det høje vandindhold, så derfor er det rimeligt at fordele anlæggets drifts- og investeringsomkostninger efter affaldets vægt.

Når det kommer til energiindtægterne, kan der være store forskelle på biogaspotential for de forskellige fraktioner. Gylle ligger typisk på 20 Nm³ CH₄/ton, mens KOD er sat til 65 Nm³ CH₄/ton (Mladenowski & Ahning (2007) og afsnit 2.6.7). I en situation med hvor biogasanlæggene er i fuldkommen konkurrence om gylle og affald, vil det være rationelt for biogASFællesanlæggene at prissætte efter omkostninger fordelt på volumen, og energiindtægter efter energiindhold. Hermed vil KOD blive tildelt en større andel af energiindtægterne og dermed få en lavere behandlingspris end gylle. Dette mønster observeres i dag for f.eks. visse typer af industriaffald, som har et meget højt methanpotential. Det er forudsat velfærdsøkonomisk, at forbehandlet pulp fra organisk dagrenovation er værdisat til -100 kr./ton, svarende til at pulpen har en værdi for anlægget. Budgetøkonomisk antages det, at afregningsprisen i 2020 vil afspejle den velfærdsøkonomiske omkostning, fordi der med mere udbredt brug af bioforgasning af organisk dagrenovation antages at være fuld priskonkurrence herom. (Det er naturligvis usikkert, hvornår der evt. kan opnås en positiv pris for afsætning af forbehandlet organisk dagrenovation til biogASFællesanlæg til gylle).

8.4.4. Sorteringsanlæg - Materialer

Sorteringsanlæg skal dels sortere på indsamlede kildeopdelte materialer (sorteret ved kilden) og for nogle scenarier også sortere på det tørre restaffald efter husholdningernes kildesortering af den organiske dagrenovation.

Ved sortering alene på kildeopdelte materialer indrettes anlægget alene til sortering af disse (scenarierne 6 og 7). Ved sortering på både kildeopdelte materialer og på tørt restaffald indrettes anlægget sådan at det både kan sortere på materialer og på tørt restaffald (scenarierne 5). Herved opnås besparelser på visse anlægskomponenter der således kan benyttes til håndtering af begge tilførte "strømme" (f.eks. tilkørselsarealer, vægt, modtagehal, balleteringsanlæg, administration, lagerarealer)

Sorteringsudstyr der installeres på sådanne anlæg har som oftest en minimumskapacitet på 5-10 tons/time når det finsorterer på materialer. Udstyr dimensioneres oftest efter volumen (og ikke vægt). Med denne minimums kapacitet vil et sorteringsanlæg for et opland på 250.000 husstande (svarende til ca. 550.000 indbyggere) kunne sortere på de modtagne kildeopdelte materialer på bare ét skift (udgør ca. 10.000 tons/år). Dette vil være en uforholdsmæssig dårlig udnyttelse af installeret udstyr og betyde store enhedsomkostninger for det pågældende anlæg.

Hvis der **også** skal sorteres tørt restaffald (dvs. ekstra ca. 70.000 tons/år)) vil man opnå en betydelig reduktion i enhedsomkostningen for anlægget. Anlægget vil dog stadig ikke kunne udnytte sin kapacitet fuldt ud idet denne mængde restaffald også vil kunne sorteres på ca. ét skift.

For at sikre storskala i den daglige drift af centrale sorteringsanlæg er det derfor valgt at arbejde med anlæg som minimum kører 3 skift drift 5 dage om ugen for hver tilført strøm (kildeopdelt og tørt restaffald). Et 3-skift anlæg til finsortering af kildeopdelte materialer vil kunne klare sortering af ca. 40.000 tons på årsbasis (altså ca. 4 gange så meget som der genereres i oplandet med 250.000 boliger). Et tilsvarende anlæg, hvor der også sorteres på tør rest, vil med 3-skift drift kunne klare ca. 280.000 tons per år tør rest og endvidere 40.000 ton kildeopdelt. Herved fordeles afskrivningen af investeringen på 40.000 tons kildeopdelte materialer henholdsvis 280.000 tons tørt restaffald i stedet for på ca. 10.000 tons og 70.000 tons.

På de centrale sorteringsanlæg anvendes den nyeste teknologi (NIR infrarød) til sortering i rene materialer. Dette reducerer behov for manuel sortering, som primært vil udgøre en manuel kontrol af kvaliteten af de maskinelt finsorterede materialer.

I følsomhedsanalyserne med mindre sorteringsanlæg er det forudsat at balletering af papir foretages på samme anlæg som den centrale sortering, så fordelene ved samdrift kan realiseres. Dette gøres ved at addere balleteringskapacitet til sorteringsanlægget. Ved de store anlæg som dækker flere oplande, er det forudsat at balleteringsanlægget er adskilt fra sorteringsanlægget, fordi dette vil være situationen i de oplande som ikke huser det centrale sorteringsanlæg (der ses her bort fra den fordel som kunne opnås for et af balleteringsanlæggene, som for et af oplandene kunne være samme steds som det store sorteringsanlæg).

8.4.5. Sorteringsanlæg - poser

Sorteringsanlæg for poser skal modtage og optisk sortere på poser af forskellig farve indsamlet fra husholdningerne. I poserne er placeret forskellige materialefraktioner kildesorteret i husholdningerne. I scenarierne arbejdes med to forskellige anlægskoncepter - et anlæg der modtager 3 forskellige fraktioner (papir, organisk og rest) og et anlæg der modtager 6 forskellige fraktioner (papir, pap/karton, plast, metal, organisk og rest).

Posesorteringsanlægget skal modtage alt genereret dagrenovation undtagen glas. Dette kræver en kapacitet på ca. 160.000 tons/år. En sådan kapacitet kræver flere parallelle sorteringslinjer der kører i 3 skift. Et anlæg af denne størrelse og passende til et opland på 250.000 boliger anses for at opfylde ønsker til storskala drift.

8.5. Informationsomkostninger

Informationsomkostningen er antaget at være 45 kr./bolig i basisscenariet og 50 kr./bolig i de øvrige scenarier. Denne antagelse baserer sig på COWIs samtaler med kommuner i følgegruppen. Størrelsesordenen af omkostningen såvel som øgningen i forbindelse med forøget sortering er vanskeligt bestemmelig og behæftet med stor usikkerhed. I alle tilfælde vil det komme an på en konkret vurdering afhængigt af hvilken informationsindsats der skønnes nødvendig og hvilket udgangspunkt den pågældende kommune har.

8.6. Afgifter

Til beregning af afgiftsprovener fra affaldsforbrænding er benyttet en affaldsvarmeafgift på 23 kr./GJ og en tillægsafgift på 26,50 kr./GJ, samt en CO₂ afgift på 5,30 kr./GJ. I beregningen af varmeafgift fra energisektoren er benyttet samme tal. Således bliver afgiften fra fortrængt varme på 54,80 kr./GJ.³⁷ Endvidere beregnes 25 % moms.

Biogasproduktionsstøtten er 27 kr./GJ biogas produceret, og der er endvidere en garanteret mindstepris på 115 øre/kWh for el produceret på biogas.

8.7. Energipriser

Der er regnet med 2020 energipriser fra Energistyrelsen (2011). Prisen på el er her 418 kr./MWh, mens varmeprisen er 64,4 kr./GJ an forbruger. Herfra er dog trukket netomkostninger på 13,9 kr., og der er også korrigeret for 20 % nettab, sådan at prisen bliver af værk.

³⁷ Sent i rapportens redigeringsproces blev identificeret fejl, hvor varme fra kraftvarmeanlæg fejlagtigt ikke var tillagt CO₂-afgift. Denne fejl er kun rettet for så vidt angår den statsfinansielle effekt. For de øvrige resultater er fejlen af en så lille størrelsesorden (2 kr/ton indsamlet affald), at den ikke er rettet.

El og varmepriserne af værk bliver med disse korrektioner 443 kr./MWh el og 42,9 kr./GJ varme i 2012 priser (opskrivning med 6,1 % inflation). Særligt varmeprisen vil være meget afhængig af det lokale varmeområdes energisammensætning, så for specifikke affaldsoplande bør der altid foretages en konkret beregning. Den anvendte varmepris tager jf. Energistyrelsen (2011) afsæt i de samfundsøkonomiske brændselspriser for centrale kraftvarmeværker.

9. Resultater af samfundsøkonomisk vurdering

Resultaterne af den velfærdsøkonomiske analyse præsenteres som en gennemgang af først et opland bestående af 250.000 enfamilieboliger, dernæst af et opland bestående af 250.000 etageboliger. Heri redegøres for de forskellige karakteristika som bestemmer omkostningerne for de forskellige boligtyper. Herefter kan resultaterne for det blandede opland opsummeres. Afslutningsvis præsenteres resultater fra følsomhedsanalyserne.

De økonomiske beregninger skal opfattes som systemsammenligninger, hvor hvert enkelt scenarie ikke er blevet fuldstændigt optimeret ud fra en driftsøkonomisk betragtning. Dertil skal oplandets boligmæssige og geografiske struktur kendes bedre ligesom det konkrete tekniske koncept for affaldsbehandlingen bør analyseres og vurderes på et noget mere detaljeret niveau end gjort i nærværende projekt. Dog er der forsøgt indregnet rimeligt optimerede indsamlingsordninger (tømmingshyppighed og beholderstørrelse) ligesom storskala effekt og samdriftsmuligheder er inddraget i fastlæggelse af behandlingsomkostninger.

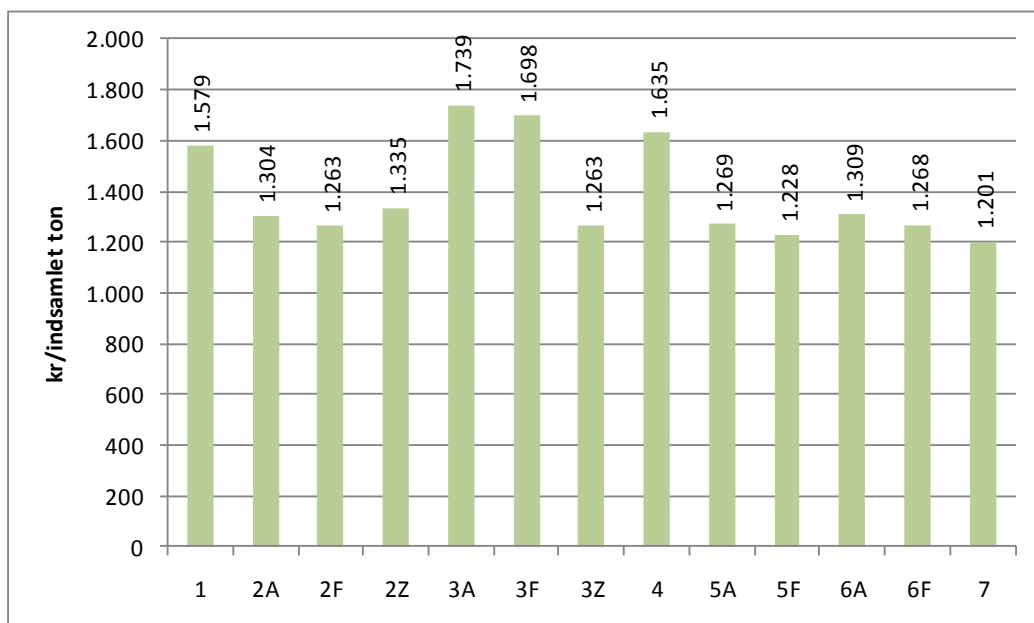
Med de usikkerheder, der knytter sig til de økonomiske data, er forskelle på under 10-15 % indenfor den datamæssige usikkerhed. Usikkerheden på de økonomiske data er størst i scenarie 5, 6 og 7 samt i Z-scenarierne (posesorteringsscenarier) idet der i disse scenarier indgår sorteringsanlæg, hvor reelle erfaringsdata på økonomi ikke foreligger for danske anlæg. Usikkerheden på de økonomiske data for disse sorteringsanlæg (del af udgiften til behandling i scenarierne) kan let blive 30 %. Der haves ligeledes en usikkerhed på omkostninger til forbrænding af affald med forskellig brændværdi idet nøjagtig prissætning af disse (både investeringer og driftsomkostninger) kræver et rimeligt præcist teknisk koncept som basis passende til affaldssammensætningen i hvert enkelt scenarie. Sådanne koncepter har ikke været tilgængelige for projektet.

Usikkerheden på omkostninger til indsamling er ikke så stor som på behandlingsanlæggene. Usikkerheden på indsamlingsomkostningerne (især tømnning) kan alligevel blive i størrelsesorden 10- 20 %, fordi omkostningerne er baseret på oplysninger fra udbudsrunder omkring affaldshentning. Dette gælder især for tømnning af 4-kammerbeholder i scenarie 3 og 4. Der findes kun ét dansk eksempel på konkurrenceudsættelse af denne ydelse, hvorfor beregningsresultaterne på disse scenarier skal behandles med forsigtighed (den danske tømningspris er dog kun lidt højere eller på samme niveau end svenske priser, som bygger på flere tilfælde af konkurrenceudsættelse). Ligeledes er omkostningsbestemmelsen af biogasfællesanlæg usikker, fordi den bl.a. bygger på markedsmæssige fordelinger af omkostninger mellem gylle og andet affald, som kan være meget påvirkelig af konkrete markedsforhold.

Det skal understreges, at de præsenterede resultater er beregnet på baggrund af stiliserede oplande, og at de kvantitative resultater kun i nogen grad kan overføres direkte til faktiske oplande. Der er derfor lagt vægt på at uddrage generelle konklusioner som fremhæver og værdisætter styrker og svagheder ved de forskellige måder at indrette affaldssystemet på.

9.1. Opland med 250.000 enfamilieboliger

Omkostninger for affaldsbortskaffelse for enfamilieboliger er vist i nedenstående Figur 31. Scenarierne med øget genanvendelse fordeler sig i 2 grupper, når der tages hensyn til beregningsusikkerheden. Den velfærdsøkonomisk mest fordelagtige gruppe udgøres af scenarie 7 (som er det billigste af alle scenarier inklusiv basisscenariet) samt scenarierne 2A, 2F, 3Z, 5 og 6. Scenarierne 1 (basisscenariet), 3A, 3F, og 4 er alle noget dyrere.



Figur 31 Velfærdsøkonomiske omkostninger for 250.000 enfamilieboliger, kr./ton indsamlet affald, køberpriser (inkl. miljøomkostninger)

Årsagerne til disse forskelle kan belyses ved at inddele omkostningerne til affaldshåndteringen på indsamling, behandling, og indtægter fra energi og materialesalg, miljø og andet. Dette er vist i Tabel 38.

TABEL 38
DETALJEREDE VELFÆRDSØKONOMISKE SCENARIOOMKOSTNINGER, ENFAMILIEBOLIGER, KR./TON
INDSAMLET AFFALD, KØBERPRISER.

Enfamilieboliger	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
I alt	1.579	1.304	1.263	1.335	1.739	1.698	1.263	1.635	1.269	1.228	1.309	1.268	1.201
Spande	87	181	181	86	471	471	86	436	232	232	232	232	197
Tømning	1.341	1.108	1.108	776	1.352	1.352	776	1.294	1.185	1.185	1.183	1.183	1.126
Poser	205	146	146	234	146	146	234	146	146	146	146	146	146
Information	90	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Sorteringsanlæg	44	67	67	416	84	84	451	84	178	178	127	127	127
Materialesalg	-166	-244	-244	-233	-290	-290	-276	-290	-422	-422	-357	-357	-357
Biobehandling	0	219	159	208	219	159	208	0	219	159	219	159	0
Forbrænding	848	506	546	532	423	464	454	659	389	429	435	475	671
Energiindtægt	-568	-443	-460	-459	-369	-385	-388	-392	-341	-358	-380	-396	-403
Eksternaliteter	-302	-344	-349	-333	-406	-412	-389	-406	-426	-431	-404	-409	-409
Skatteforvridning	0	8	7	7	9	9	8	3	10	9	9	9	3

Noter: 1) Eksternaliteter omfatter ikke emissioner fra afbrænding af fossilt brændsel i CO₂-kvotebelagte virksomheder, idet værdien af disse antages at indgå i energipriserne. Ud over miljø er også indregnet støj, ulykker og vejslid fra transport af affald, som udgør 11-18 kr/ton. 2) Skatteforvridning af afgifter og moms er beregnet for de alternative scenarier i forhold til basisscenariet

Den væsentligste årsag til de relativt høje omkostninger i scenarie 1, 3A, 3F og 4 er indsamlingsomkostningerne. I scenarie 1 foretages ugetømning. Scenarie 3A, 3F og 4 gør brug af en 4-kammerbeholder med en høj anskaffelsesomkostning (og dermed afskrivninger) såvel som relativt høje tønningsomkostninger (se Tabel 34).

Posesorteringsscenarierne (2Z og 3Z) har relativt lave omkostninger, fordi indsamlingsomkostningen (spande og tømning) er lav. Dette skyldes at der anvendes en simpel 240 liter beholder med et rum, som tømmes 26 gange om året. De lave omkostninger til indsamling bliver dog opvejet af en høj omkostning til posesorteringsanlægget samt omkostninger til poser for papir og evt. øvrige materialer. Denne er dog ikke højere end besparelsen på indsamlingsomkostningen. Scenariet med posesortering i 6 fraktioner er mere fordelagtigt end posesortering i 3 fraktioner, da de ekstra indtægter og miljøfordele fra genanvendelse af materialer mere end opvejer en mindre ekstraomkostning til øget posesortering.

Scenarierne med kildeopdeling og central sortering af materialer og evt. tør rest (5A, 5F, 6A, 6F og 7) har relativt lave omkostninger af to årsager. Den første årsag er, at indsamlingsomkostningerne er forholdsvis lave. Det skyldes at der kan anvendes billige beholdere (240 liter med 2 rum) med forholdsvis lave tønningsomkostninger. Omkostningerne til sortering af materialer og tør rest opvejes omtrent ligeligt af forøgede salgsindtægter for materialer. Disse forøgede indtægter stammer fra højere afsætningspriser, fordi materialerne er finsorterede, og for tør rest sortering også fra en øget mængde solgte materialer.

Scenarierne med kildesortering af få fraktioner (2A og 2F) har ligeledes relativt lave omkostninger, hvilket også bunder i lave indsamlingsomkostninger.

I sammenligningen af forbrænding eller biologisk behandling af organisk affald er det relevant at sammenligne 3A og 3F med 4, og 6A og 6F med 7.³⁸ Det fremgår af forskellen mellem disse scenarier, at den biologiske behandling øger omkostningerne med 63-108 kr./ton indsamlet affald. I scenarie 4 og 7 sorteres en større mængde materialer fra end i basisscenariet, mens der ikke kildesorteres organisk dagrenovation. Dette medfører en betydelig lavere brændværdi for restaffaldet end i de scenarier, hvor der frasorteres organisk dagrenovation. Beregningen af omkostningsforskellen mellem biologisk behandling og forbrænding kompliceres af den ændrede brændværdi, som påvirker både energiproduktion og investeringsomkostninger.³⁹

Sammenligner man biogassfællingsanlæg med Aikan-anlæg ses også kun forskelle som ligger indenfor skønnet for usikkerheden. Aikan-anlægget har lidt lavere behandlingsomkostninger, hvilket dog omtrent opvejes af øgede omkostninger til forbrænding af mere rejekt fra biogassfællingsanlægget. Denne sammenligning er derudover præget af usikkerheden omkring omkostningsfordelingen mellem gylle og andet affald på biogassfællingsanlæggene.

Betragter man de værdisatte miljøfordele på tværs af scenarierne fremgår det, at en større genanvendelse af materialer giver en tydelig miljøfordel og lavere eksternalitetsomkostninger. De værdisatte forskelle i miljøpåvirkningen, når den organiske fraktion behandles biologisk i stedet for at blive forbrændt, er mindre end beregningsusikkerheden.

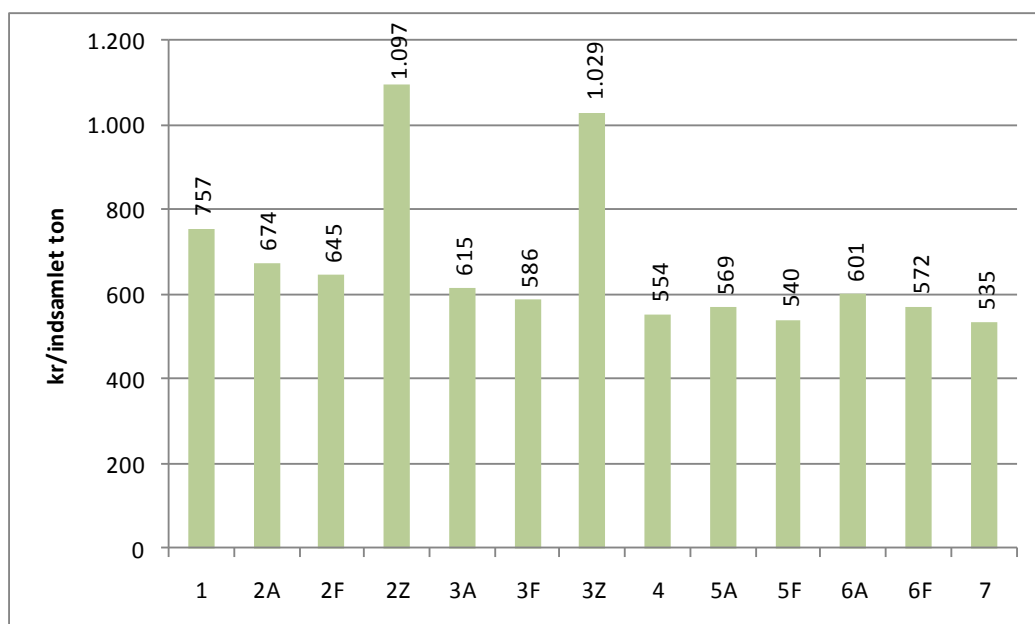
9.2. Opland med 250.000 etageboliger

Omkostninger for affaldsbortskaffelse for etageboliger er vist i Figur 32.

Scenarierne med øget genanvendelse fordeler sig i 2 grupper, når der tages hensyn til beregningsusikkerheden. Den velfærdsøkonomisk mest fordelagtige gruppe udgøres af scenarie 7 (som er det billigste af alle scenarier inklusiv basisscenariet) samt scenarierne 2A, 2F, 3A, 3F, 4, 5 og 6 samt basisscenariet (nr 1). Scenarierne 2Z og 3Z er begge noget dyrere.

³⁸ Forskellen mellem scenarie 5 og 6 er tør rest sortering, som ikke bruges i scenarie 7. Det er ikke relevant at sammenligne 5F (i stedet for 6F) med 7 i forhold til bioforgasning.

³⁹ Barmarksforudsætningen og forudsætningen om optimering af de enkelte scenarier medfører at forbrændingsanlæggene dimensioneres til en brændværdi som passer til hvert enkelt scenarie. Herunder antages det også, at det supplerende affald til anlægget (husholdningsaffald fra andre oplande eller erhvervsaffald) har samme brændværdi, som det modtagne restaffald efter sortering som forudsat i hvert enkelt scenarie. Det er dyrere pr tons (investeringsforrentning og driftsudgifter ved at brænde tørrere affald end vådere affald, og dette modsvares ikke helt af øgede energiindtægter pr ton brændt tørrere affald)



Figur 32 velfærdsøkonomiske omkostninger for 250.000 etageboliger, kr./ton indsamlet affald, køberpriser.

Årsagerne til disse forskelle kan belyses ved at inddеле omkostningerne til affaldshåndteringen på indsamling, behandling, og indtægter fra energi og materialesalg, miljø og andet. Dette er vist i Tabel 39.

TABEL 39
DETALJEREDE VELFÆRDSØKONOMISKE SCENARIOOMKOSTNINGER, ETAGEBOLIGER, KR./TON
INDSAMLET AFFALD, KØBERPRISER.

Etageboliger	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
I alt	757	674	645	1.097	615	586	1.029	554	569	540	601	572	535
Spande	73	83	83	66	114	114	66	110	111	111	111	111	107
Tømning	523	557	557	521	563	563	521	518	559	559	556	556	512
Poser	241	172	172	276	172	172	276	172	172	172	172	172	172
Information	90	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Sorteringsanlæg	46	62	62	413	75	75	446	75	211	211	109	109	109
Materialesalg	-172	-223	-223	-213	-263	-263	-251	-263	-412	-412	-304	-304	-304
Biobehandling	0	131	94	124	131	94	124	0	131	94	131	94	0
Forbrænding	878	672	697	692	608	633	631	743	526	551	617	641	752
Energiindtægt	-621	-539	-550	-552	-482	-493	-498	-497	-409	-420	-490	-502	-505
Eksternaliteter	-302	-345	-350	-333	-408	-413	-390	-407	-426	-431	-406	-411	-410
Skatteforvridding	0	5	4	4	6	5	5	2	7	7	5	5	2

Note: Se note til Tabel 38

Tabellen viser, at tømningssomkostningerne er relativt ens på tværs af scenarierne. Det skyldes at indsamling fra etageboliger forudsættes at foregå i 400 og 660 liter beholdere. Da tømningen af disse beholdere forudsættes optimeret og mængder og volumen er det samme på tværs af scenarierne, så er antallet af tømninger og dermed tømningssomkostningen også stort set ens på tværs af scenarier.

Den eneste undtagelse herfra er benyttelsen af poser til affaldet. Det er forudsat at materialer ikke pakkes i plasticposer når materialerne indsamles i dedikerede materialebeholdere. Dermed vil særligt scenarie 2Z og 3Z, men også scenarie 1 have større poseomkostninger end de øvrige scenarier.

Som det var tilfældet med scenarierne med kildeopdeling og central sortering (5A, 5F, 6A, 6F og 7) for enfamilieboliger, medfører den højere afsætningspris og den lidt større udsortering af materialer fra beholderne med tør rest, at de øgede omkostningerne til det centrale sorteringsanlæg lige nøjagtigt dækkes af de øgede indtægter fra materialesalget og de mindre omkostninger til forbrænding som følge af mindre affaldsmængder til forbrænding.

I scenarierne med kildesortering er indsamlingsomkostningerne (i modsætning til enfamilieboliger) i grove træk de samme som for de øvrige scenarier. Siden sorteringsanlægget betaler sig selv hjem (behandlingsomkostningen opvejes af indtægterne fra materialer), er der ikke de store økonomiforskelle mellem kildesorterings- og kildeopdelings scenarierne.

Scenarierne med kildesortering af få fraktioner (2A og 2F) klarer sig lidt dårligere end dem med sortering af mange fraktioner. Det skyldes at indsamlingsomkostningerne ikke påvirkes nævneværdigt, mens indtægter fra materialesalg og at de værdisatte miljøfordele er mindre pga. den lavere udsortering og genanvendelse af materialer.

De to scenarier med posesortering (2Z og 3Z) er markant dyrere end både basisscenariet og alle de øvrige scenarier. Grunden hertil er posesorteringsanlæggets omkostninger på omkring 300 kr./ton og et større forbrug af poser, der ikke modsvares af besparelser på indsamlingen (som det var tilfældet med enfamilieboliger). Om poseforbrug er det forudsat at 5 poser ugentligt går til biologisk og restfraktionen i de øvrige scenarier, mens posesorteringen har yderligere 3 poser som går til papir og materialer. For posesortering ved etageboliger er indregnet at beholderne kan udnyttes lidt bedre end ved kildesortering fordi alle beholdere anvendes til det samme og der derfor kan lægges lidt mindre reservekapacitet ind. Tømningssprisen er dog en anelse højere, fordi poserne fylder mere (må ikke komprimeres så meget) og derved kræver større volumen i indsamlingsskøretøjerne.

I posesortering har det heller ikke været muligt at indregne en eventuel fordel ved, at posesortering kan give anledning til færre tømninger og beholdere i mindre etageboligejendomme med mindre plads og/eller færre husstande. Det er også tænkeligt, at kildesorteringseffektiviteten i scenarier uden posesortering kan lide under et ekstra oplevet besvær ved at skulle bære mange forskellige fraktioner til forskellige beholdere. Endelig værdisættes en eventuel bekvemmelighedsfordel ved at kunne benytte affaldsskakter⁴⁰ i etageboliger ikke, ligesom muligheden for containere i kubikmeterstørrelser til skakter heller ikke er undersøgt.

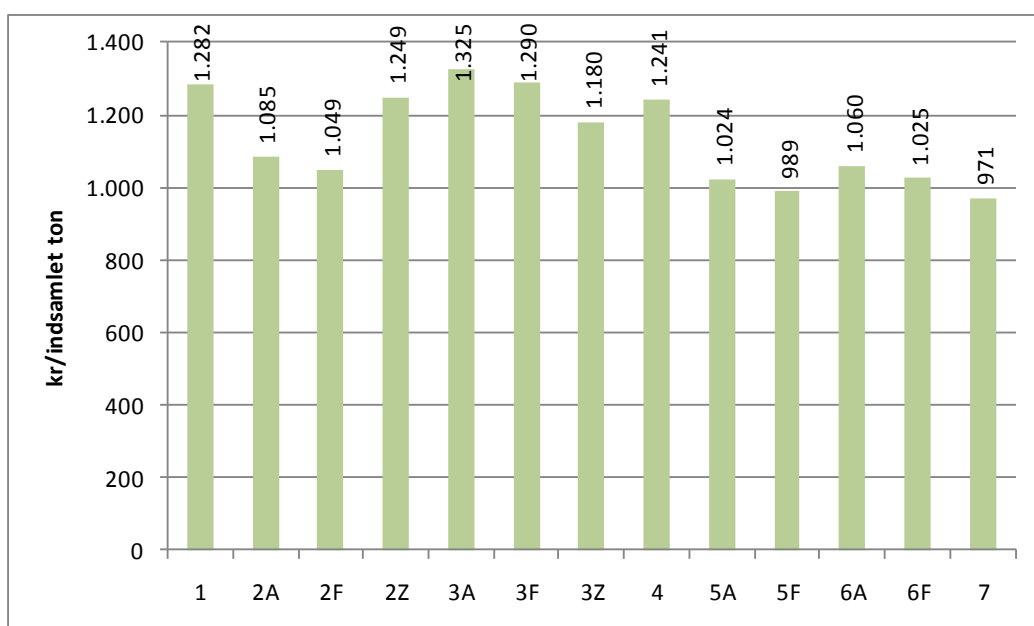
Det er således muligt, at en konkret beregning af udgifterne for en anderledes type etageboliger end de her forudsatte kan give et lavere resultat end beregningerne i nærværende projekt. Overvejer man brug af posesortering, bør man derfor med en konkret beregning værdisætte de evt. særlige fordele ved posesortering i forhold til omkostningerne forbundet med posesorteringsanlægget og ekstraforbruget af poser.

⁴⁰ Uden posesortering vil det ikke være muligt at benytte affaldsskakter i etageboliger i de øvrige scenarier, da disse forudsætter enten kildesortering eller kildeopdeling.

Som det var tilfældet med enfamilieboliger giver scenarier med forbrænding af det organiske affald anledning til lavere omkostninger end scenarier med kildesortering og bioforgasning af det organiske affald. Ekstraomkostningen ved organisk behandling er dog mindre for etageboliger end for enfamilieboliger. Grunden hertil er, at enfamilieboligerne udsorterer mere organisk affald. Beregningen for etageboliger giver ikke anledning til økonomiske forskelle mellem Aikan-anlæg og biogassfællsanlæg som er større end den skønnede usikkerhed.

9.3. Opland med 250.000 blandede boliger

Omkostninger for affaldsbortskaffelse for blandingen af 150.000 enfamilie- og 100.000 etageboliger er vist i Figur 33. Scenarierne med øget genanvendelse fordeler sig i 2 grupper, når der tages hensyn til beregningsusikkerheden. Den velfærdsøkonomisk mest fordelagtige gruppe udgøres af scenarie 7 (som er det billigste af alle scenarier inklusiv basisscenariet) samt scenarierne 2A, 2F, 5 og 6. Scenarierne 1 (basisscenariet), 2Z, 3A, 3F, 3Z og 4 er alle noget dyrere.



Figur 33 Velfærdsøkonomiske omkostninger for 150.000 enfamilie- og 100.000 etageboliger, kr./ton indsamlet affald, køberpriser.

Forklaringerne på forskellene mellem scenarierne skal søges i forklaringen af henholdsvis etageboliger og enfamilieboliger som anført i de to ovenstående afsnit. De samlede omkostninger for blandede boliger er vist i Tabel 40.

TABEL 40
DETALJEREDE VELFÆRDSØKONOMISKE SCENARIOOMKOSTNINGER, BLANDEDE BOLIGER, KR./TON
INDSAMLET AFFALD, KØBERPRISER.

Blandede	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
I alt	1.282	1.085	1.049	1.249	1.325	1.290	1.180	1.241	1.024	989	1.060	1.025	971
Spande	82	146	146	79	342	342	79	318	188	188	188	188	164
Tømning	1.045	909	909	684	1.067	1.067	684	1.014	959	959	957	957	904
Poser	218	156	156	249	156	156	249	156	156	156	156	156	156
Information	90	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Sorteringsanlæg	45	65	65	415	81	81	449	81	190	190	120	120	120
Materialesalg	-168	-236	-236	-226	-280	-280	-267	-280	-418	-418	-338	-338	-338
Biobehandling	0	187	136	178	187	136	178	0	187	136	187	136	0
Forbrænding	859	566	600	590	490	525	518	690	438	473	501	535	700
Energiindtægt	-587	-478	-492	-493	-410	-424	-428	-430	-366	-380	-420	-434	-440
Eksternaliteter	-302	-344	-350	-333	-407	-412	-390	-407	-426	-431	-405	-410	-409
Skatteforvridning	0	15	16	7	0	2	8	0	16	17	14	16	13

Note: Se note til Tabel 38

Summen af de separate konklusioner er følgende:

1. Kildeopdeling og central sortering af materialer og evt. tør rest (sce. 5, 6 og 7) er de økonomisk mest fordelagtige scenarier, fordi indsamlingsomkostningerne kan holdes på et lavt niveau, og fordi høje priser på materialer betaler de ekstra omkostninger til sorteringsanlægget. Det er her forudsat at sorteringsanlæg i stor skala kan etableres (via samarbejder på tværs af oplande eller med private entreprenører)
2. Indsamling af få kildesorterede fraktioner (sce. 2) er i gennemsnit ikke lige så økonomisk fordelagtigt som indsamling af mange kildeopdelte fraktioner (sce. 5, 6 og 7). Men forskellen er lille.
3. Kildesortering i separate beholdere er kun fordelagtigt for etageboliger, mens indsamlingsomkostningerne (beholderindkøb og tømning) for beholdere med mange separate rum i enfamilieboliger koster uforholdsmæssigt meget.
4. Posesortering kan være en fordelagtig løsning for enfamilieboliger, da lavere indsamlingsomkostninger kan betale for et posesorteringsanlæg. For etageboliger viser beregningerne umiddelbart en stor ekstraomkostning. Resultatet afhænger dog af flere forhold (f.eks. omkring affaldsskakte eller anvendelse af store nedgravede beholdere) som let kan tænkes at ændre på omkostningerne til indsamling fra etageboliger. Posesortering med mange fraktioner (3Z) er mere fordelagtig en posesortering med få fraktioner (2Z). Forskellen er dog ikke stor.

5. Beregningerne viser at teknisk sammenlignelige scenarier med biologisk behandling af den organiske fraktion øger de samlede velfærdsøkonomiske behandlingsomkostninger med ca. 6-8 % (omkring 55-90 kr./ton indsamlet affald) i forhold til sammenlignelige scenarier uden kildesortering af organisk dagrenovation.
6. Beregningerne viser ikke nogen væsentlig økonomisk forskel på om Aikan- eller biogasfællesanlæg er mest fordelagtig som biobehandlingsmetode. Evt. synergieffekt ved biogasfællesanlæg indgår ikke (f.eks at adgang til biopulp fra forbeholdt organisk dagrenovation kan medføre at mere gylle vil blive bioforgasset og heraf følgende miljø- og økonomieffekter)

9.4. Følsomhedsanalyser

De velfærdsøkonomiske følsomhedsanalyser er inddelt i grupper over 4 temaer: Indsamling, anlæg, energi og ressourcer. Af præsentationsmæssige årsager har hver følsomhedsanalyse et forkortet navn. Følsomhedsberegninger er alene udført på boligmix 150.000 enfamiliehuse og 100.000 etageboliger. De udførte følsomhedsanalyser og deres indhold er opsummeret i Tabel 41.

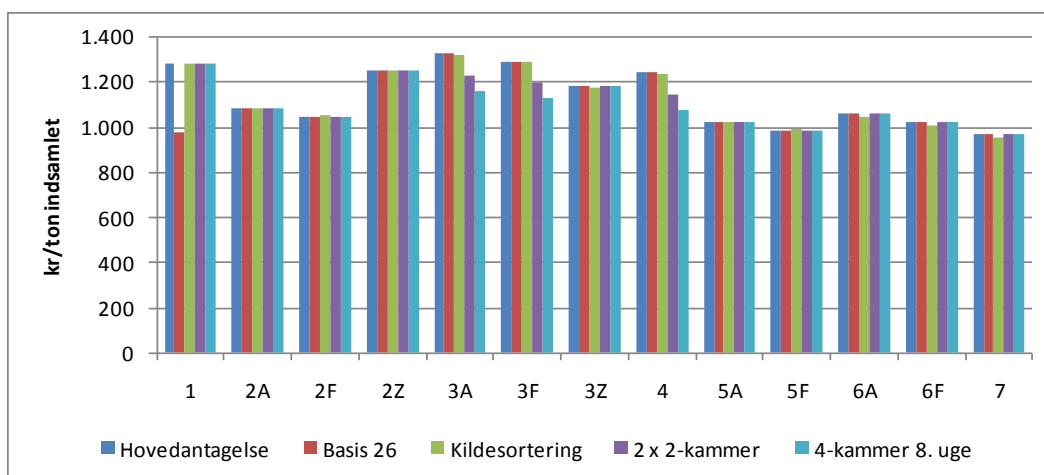
I Bilag 11 er vist tabeller over de velfærdsøkonomiske omkostninger svarende til dem vist i Figur 34 til Figur 37. Yderligere er vist to tabeller om den procentvise forskel mellem i den ene tabel basisscenariet og de øvrige scenarier og i den anden tabel basisantagelserne og de øvrige antagelser. Herved er det muligt at se om følsomhedsanalyserne påvirker nogle scenarier kraftigere end andre.

TABEL 41
OVERSICHT OVER VELFÆRDSØKONOMISKE FØLSOMHEDSANALYSER.

Forkortet navn	Forklaring
<u>Indsamling</u>	
Kildesortering	Forøgede effektiviteter for kildesortering for plast og metal, formindsket for organisk dagrenovation
2 x 2-kammer	4-kammerbeholder erstattes af to 240L 2-kammerbeholdere
4-kammer 8. uge	4-kammerbeholder tømningfrekvens halveres til hver 2. måned
<u>Basis26</u>	Tømningshyppighed af dagrenovationen (restaffald) nedsættes til 26 x årligt i basisscenariet for enfamilieboliger
<u>Anlæg</u>	
Vægt / energi	Forbrændingsanlægsomkostninger prissættes kun efter vægt
Små anlæg	Aikan-anlæg og alle sorteringsanlæg i oplandsstørrelse
Virkningsgrader	Øget virkningsgrad på forbrændingsanlæg (26 % el, 71 % varme)
Lav forrentning	Afkastkrav formindskes til 3 % - dvs. diskonteringsraten sættes ned fra 5 til 3 %.
<u>Energi</u>	
Biogasudbytte	Forøget biogasudbytte i Aikan (fra 60% til 63%)-og biogasfællesanlæg. (fra 65% til 69%) - svarende til 5% forøgelse i gasudbytte
Gas til net	Biogas opgraderes og afsættes til naturgasnettet (distributionsnettet)
Kvotepris	CO2 værdisættes til 500 kr./ton i stedet for 300 kr./ton
Høje energipriser	Energipriser forøges med 25 %
Lave energipriser	Energipriser falder med 20 %
<u>Ressourcer</u>	
Høje salgspriser	Materialesalgspriser fordobles (for kompost/digestat dog 20 kr. stigning og glas 100 kr. stigning)
Lave salgspriser	Materialesalgspriser halveres (for kompost/digestat dog 10 kr. fald og glas 100 kr. fald)
Ressourceknaphed	Både høje energipriser og høje salgspriser (se ovenfor)

Følsomheder på indsamling

Følsomhedsanalyserne om indsamling er vist i Figur 34. Dækker analyser nævnt i ovenstående Tabel 41 under overskrift "**Indsamling**"



Figur 34 Følsomhedsanalyser om indsamlingssystemet, køberpriser.

Følsomhedsanalysen med 26 tømninger/år for enfamilieboliger reducerer omkostningerne med cirka 300 kr./ton. Scenarie 7 (som er uden biologisk behandling, men med øget genanvendelse af materialer) er 10 kr./ton billigere, hvilket dog skønnes at være inden for beregningsusikkerheden. Med en sammenlignelig omkostningsminimeret implementering kan der således ikke påvises en velfærdsøkonomisk meromkostning i forhold til dagens typiske situation ved (som i scenarie 7) at øge genanvendelse af materialer til et niveau der forventes at opfylde EU's genanvendelsesmål for materialer for 2020. Dette gælder såfremt der er adgang til et centralt sorteringsanlæg i stor skala.⁴¹

Det fremgår at bedre kildesortering af plast og metal kombineret med dårligere kildesortering af organisk affald ikke har nogen mærkbar indflydelse på de velfærdsøkonomiske omkostninger. Dette er ikke overraskende, idet gennemgangen ovenfor har vist, at både materialegenanvendelse og biologisk behandling har omtrent samme omkostninger som forbrænding.

Der er også foretaget to følsomhedsanalyser ("2x2 kammer" og "4-kammer 8. uge") for kildesorteringsscenarierne for mange fraktioner (3A, 3F og 4). Her viste hovedresultaterne, at beholder- og tømningssomkostningerne for enfamilieboliger var en afgørende årsag til, at disse scenarier var dyrere end andre scenarier. I følsomhedsanalyserne undersøges to optimeringer af disse indsamlingsomkostninger for sce. 3 og 4. Benyttelse af to 2-rums 240L beholdere giver anledning til en betydelig omkostningsreduktion på omkring 100 kr./ton indsamlet. En halvering af tømningsfrekvensen for 4-kammerbeholderen til tømning hver anden måned reducerer scenariets omkostninger med 165 kr./ton indsamlet affald. Disse omkostnings reduktioner er dog ikke helt nok til at gøre disse scenarier lige så attraktive som scenarierne med kildeopdeling og central sortering. Følsomhedsanalysen viser dog, at der er rum for betydelig optimering af omkostningerne ved kildesortering af mange materialer, omend dette kan siges evt. at ske på bekostning af serviceniveauet.

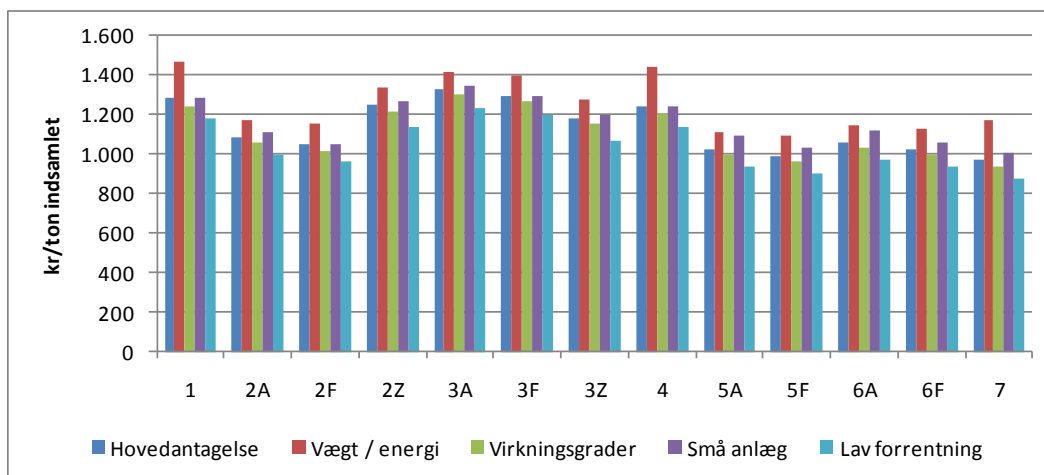
Det kan derfor ikke udelukkes, at kildesortering af materialer ved enfamilieboliger kan være en ganske fornuftig løsning, såfremt konkrete forhold i et givet affaldsopland - med inddragelse af alternative og optimerede valg af beholderløsning og tømningshyppighed - kan begrunde dette.

⁴¹ Scenarie 5 kan ses som en variatio over scenarie 7, dog med bioforgasning, som giver anledning til en meromkostning. Uden bioforgasning ville scenarie 5 være billigere end scenarie 7.

Affaldsanlæg

Afsnittet dækker analyser nævnt i ovenstående Tabel 41 under overskriften "**Anlæg**".

Følsomhedsanalyserne om forhold på affaldsanlæggene er vist i Figur 35. I følsomhedsanalysen "Vægt / energi" beregnes forbrændingsanlæggenes omkostninger udelukkende på basis af tonnagen, mens energiindholdet i affaldet forudsættes ikke at have indflydelse på investeringsbehovet for forbrændingsanlæg. Dette har betydelig indflydelse på resultaterne i scenarierne uden biogasbehandling af organisk affald (1, 4 og 7), som alle bliver betydeligt dyrere. Med en prissætning af organisk affald efter kun tonnage (i stedet for både energi og tonnage) stiger forbrændingsomkostningen for organisk dagrenovation, og dette er årsagen til at scenarierne uden kildesortering af organisk dagrenovation får højere omkostninger med denne antagelse.



Figur 35 Følsomhedsanalyser om anlæg, køberpriser.

Ud fra tekniske betragtninger om investeringsomkostningerne for forbrændingsanlæg må det anses for forholdsvis sikkert, at de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at udvide forbrændingsbehovet med et ton organisk affald er mindre end en udvidelse med et ton gennemsnitsaffald, fordi et højere energiindhold kræver større ekstra investeringer i turbine, kedel og røggasrensning. Om dette vil medføre at forbrændingsanlæggene i fremtiden vil prissætte behandling af organisk affald billigere end øvrigt affald, er dog uvist. For et konkret affaldsopland bør det konkrete forbrændingsanlægs karakteristika inddrages i denne overvejelse.⁴² Følsomhedsanalysen påviser, at en overgang til beregning kun baseret på tonnage giver en væsentligt højere omkostning, særligt i de forbrændingstunge scenarier 1, 4 og 7. Stigningen er stor nok til at scenarierne 5 og 6 får lavere omkostninger end scenarie 7.

Forbedring af forbrændingsanlæggets virkningsgrad for el fra 23 % til 26 % mod 2 % point lavere varmevirkningsgrad har kun meget begrænset indflydelse på resultaterne.

⁴² Det typiske mønster er at forbrændingsanlæg opkræver samme gebyr per ton affald uanset affaldets sammensætning. Der findes dog også eksempler på anlæg som for nyligt er begyndt at differentiere på baggrund af sammensætningen.

Brug af mindre sorteringsanlæg (kapacitet 11.000 tons/år) og mindre Aikan-anlæg (kapacitet 40.000 tons/år) i stedet for storskala anlæg - begge med en kapacitet passende til oplandet - øger den samlede velfærdsøkonomiske omkostning. Det er en hovedantagelse, at oplandet til sorteringsanlæggene, der anvendes i scenarierne 5, 6 og 7 er 1 mio. husstande, altså 4 gange det betragtede opland i disse analyser. Tilsvarende er oplandet for Aikan-biogasanlægget 1/2 mio. husstande, altså 2 gange det betragtede opland. Anvendes i stedet det betragtede opland med 250.000 husstande som dimensioneringsbasis for disse anlæg, vil det i scenarie 5A medføre en øget total scenarieomkostning på ca. 65 kr./indsamlet ton affald. I scenarie 6A hvor der ikke sorteres tør rest er den øgede omkostning 55 kr./ton, mens den uden Aikan-anlægget og tør rest sortering (scenarie 7) er 35 kr./ton. Med sortering af tør rest er stordriftsfordelen således beskedne 10 kr./ton indsamlet affald (forskel mellem 5A og 6A), da den tørre rest i sig selv medfører forholdsvis stor skala. Dette kan synes som relativt små ekstraomkostninger på det samlede system. Men betragter man alene budgetøkonomien i de enkelte anlæg kan aflæses noget større besparelser ved storskala drift. Disse er:

- Aikan-biogasanlæg: Besparelse ved storskala er 65 kr. pr behandlet tons organisk affald (scenarier 2A, 2Z, 3A, 5A og 6A). Med en kapacitet på 80.000 tons giver dette en besparelse på ca. 5 mio. kr. pr år i forhold til drift af 2 anlæg med halv størrelse (40.000 tons/år). Altså en besparelse på 2,5 mio. kr./år for et opland på 250.000 boliger.
- Sorteringsanlæg for kildeopdelte materialer og tør rest: Besparelse ved storskala er 88 kr. pr ton sorteret tons materialer/affald. Med en kapacitet på 320.000 tons giver dette en besparelse på ca. 28 mio. kr. pr år i forhold til drift af 4 anlæg med 1/4 del størrelse (ca. 85.000 tons/år). Altså en besparelse på 7 mio. kr./år for et opland på 250.000 boliger
- Sorteringsanlæg for kildeopdelte materialer: Besparelse ved storskala er 632 kr. pr. ton sorteret tons materialer. Med en kapacitet på 40.000 tons giver dette en besparelse på ca. 25 mio. kr. pr år i forhold til drift af 4 anlæg med 1/4 del størrelse (11.000 tons/år). Altså en besparelse på ca. 6 mio. kr./år for et opland på 250.000 boliger.

Øget transport til storskalaanlæg er ikke medtaget i de nævnte enhedsomkostninger.

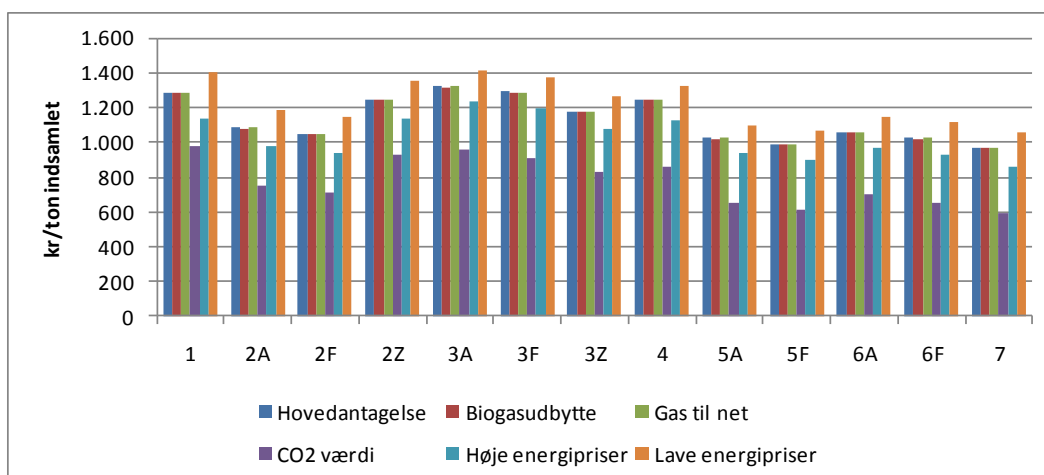
Et velfærdsøkonomisk forrentningskrav på 3 % i stedet for 5 % har kun begrænset indflydelse på rangordningen af scenarier. Det skyldes, at lavere afkastkrav favoriserer scenarier med høje investeringer, dvs. central sortering (efter forudgående kildeopdeling) og forbrænding (1, 4, 5-7), mens scenarierne med kildesortering har mindre investeringer og derfor ikke nyder lige så godt af det lavere afkastkrav. Siden kildesorteringsscenarierne i forvejen klarer sig mindre godt end de øvrige, er rangordningen stort set uændret.

Energi

Afsnittet dækker analyser nævnt i ovenstående Tabel 41 under overskriften "**Energi**".

Følsomhedsanalyserne om energi er præsenteret i Figur 36. Figuren viser, at ændret biogasudbytte og afsætning af biogas til naturgasnettet kun har meget begrænset indflydelse på resultaterne. Her kan der dog for et konkret anlæg let være større forskelle begrundet i anderledes kompressionskrav til naturgasnet, varmeafsætning m.v.

En højere værdiansættelse af CO₂ emissioner reducerer de velfærdsøkonomiske omkostninger for alle scenarier betydeligt. Alle scenarier med øget genanvendelse bliver relativt mere fordelagtige sammenlignet med basisscenariet, men det medfører ikke mærkbare ændringer i rækkefølgen af scenarierne. Det samme gør sig gældende for udsving i energipriserne. Tabellerne i bilagsrapporten viser at de forholdsmæssigt største udsving findes i scenarierne med stor materialeudsortering og meget forbrænding, dvs. primært scenarie 7, 5+6 og til dels 4+2. Det samme mønster gør sig gældende for værdiansættelsen af CO₂.

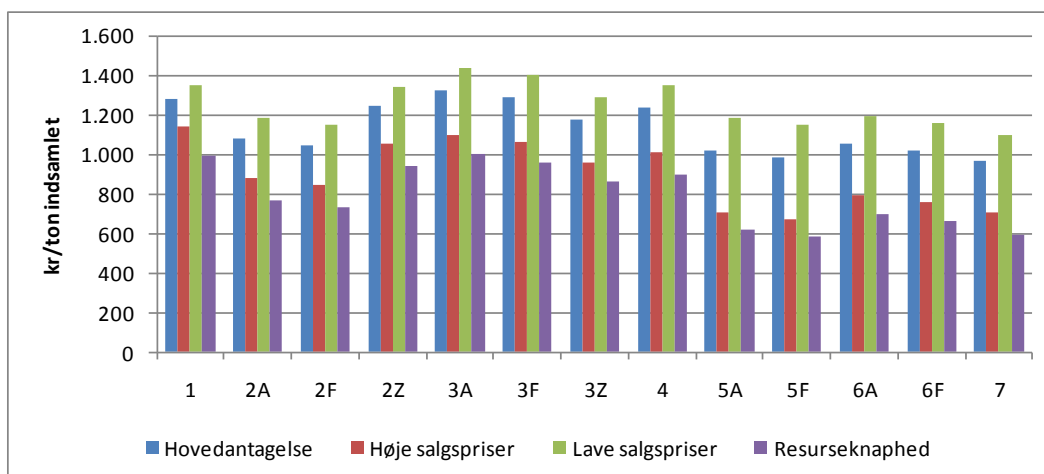


Figur 36 Følsomhedsanalyser om energi, køberpriser.

Ressourcer

Afsnittet dækker analyser nævnt i ovenstående Tabel 41 under overskriften "**Ressourcer**".

Følsomhedsanalyserne om ressourcer er præsenteret i Figur 37. Det ses at høje salgspriser (+100 %) for materialer reducerer omkostningerne i scenarierne betydeligt, og relativt mere i de scenarier hvor genanvendelsen er høj. Bilag 11 viser, at for scenarier med stor genanvendelse af materialer kan scenarieomkostningen falde med op til cirka 30 %, mens behandlingsomkostningen kun falder med cirka 10 % i scenarie 1 med den laveste genanvendelse af materialer. Tilsvarende er omkostningsstigningen cirka 15 % for scenarie 5A, men kun cirka 5 % for scenarie 1 ved et stort fald i materialepriserne. Ved antagelserne om ressourceknaphed bliver scenarierne med høj genanvendelse relativt bedre end basisscenarioet, idet basisscenarioets omkostninger ved ressourceknaphed er 20 % billigere, mens scenarierne med central sortering af materialer er omkring 40 % billigere. Der er ikke tale om at scenariernes rangorden ændres væsentligt.



Figur 37 Følsomhedsanalyser om ressourcer, køberpriser.

Som nævnt under afsnittet "Affaldsanlæg" ovenfor har storskaladrift en betydende effekt på velfærdsøkonomien i de relevante scenarier. Effekten på det samlede system synes måske ikke at være signifikant, men ved at betragte det enkelt anlægs økonomi ved stor og lille skala kan man få et mere præcist indtryk af konsekvenserne. Dette er gjort i Tabel 42 nedenfor. Denne tabel opsummerer de velfærdsøkonomiske skalafordele (for Aikan-anlæg og sorteringsanlæg). Samtidig er medtaget effekterne af ressourceknaphed for udvalgte scenarier.

TABEL 42
OPSUMMERING AF VIGTIGSTE STORSKALAFORDELE OG EFFEKTER AF RESSOURCEKNAPHED (2X
MATERIALEPRISER OG 1,25 X ENERGI-PRISER) FOR DET BLANDEDE OPLAND (60 % AF HUSSTANDENE I
ENFAMILIEHUSE OG 40 % I ETAGEBOLIGER) FOR UDVALGTE SCENARIER. – UDDRAG AF TABEL 37,
BILAG 11 OG
TABEL 40.

	Hovedantagelse for storskala-anlæg – følsomhed med ressourceknaphed	Følsomhed for mindre anlægsstørrelse - uden ressourceknaphed
Aikan-anlæg til kildesorteret organisk dagrenovation (indgår i scenarierne 2A, 2Z, 3A, 3Z, 5A, 6A)	2x opland for Aikan-anlæg: <u>Budgetøkonomisk pris for Aikan:</u> 483 kr./ton KOD jfr. Tabel 37 (ekskl. 50-55 km transportomk.) <u>Eksempel på total scenariepris</u> <u>(velfærdsøkonomi, køberpriser):</u> Totalt for sce. 5A uden ressourceknaphed: 1024 kr./ton affald. Totalt for sce. 5A med ressourceknaphed: 622 kr./ton affald.	1x opland for Aikan-anlæg: <u>Budgetøkonomisk pris for Aikan:</u> 548 kr./ton KOD jfr. Tabel 37 (ekskl. 10-15 km transportomk.) <u>Eksempler på total scenariepris</u> <u>(velfærdsøkonomi, køberpriser):</u> Totalt for "sce. 5A med 1x opland for Aikan": 1091 kr./ton affald
Sorteringsanlæg til kildeopdelte materialer og tør restfraktion (indgår i scenarierne 5A, 5F)	4x opland for sorteringsanlæg: (1,3 x opland for balletering) (2x opland for Aikan) (1x opland for Biogasfælles) <u>Budgetøkonomisk pris for separat sorteringsanlæg:</u> 172 kr./ton tilført mængde - i alt 40.000 tons kildeopdelt og 280.000 tons tør rest, jf. Tabel 37 (ekskl. 70-75 km transportomk.) <u>Eksempel på total scenariepris -</u> <u>velfærdsøkonomi, køberpriser:</u> Totalt for sce. 5F uden ressourceknaphed: 989 kr./ton affald. Totalt for sce. 5F med ressourceknaphed: 584 kr./ton affald	1x opland for sorteringsanlæg: (1,3 x opland for balletering) (2x opland for Aikan) (1x opland for Biogasfælles) <u>Budgetøkonomisk pris for separat sorteringsanlæg:</u> 260 kr./ton tilført mængde - i alt 11.000 tons kildeopdelt og 74.000 tons tør rest, jf. Tabel 37 (ekskl. 10-15 km transportomk.) <u>Eksempler på total scenariepris –</u> <u>velfærdsøkonomi, køberpriser:</u> Totalt for "sce. 5F med 1x opland for sortering" uden ressource knaphed: 1030kr/ton affald
Sorteringsanlæg kun til kildeopdelte materialer (indgår i scenarierne 6A, 6F, 7)	4x opland for sorteringsanlæg: (1,3 x opland for balletering) (2 x opland for Aikan, 1x opland for biogasfælles, ingen biogas i scenarie 7) <u>Budgetøkonomisk pris for separat sorteringsanlæg:</u> 646 kr./ton tilført mængde - i alt 40.000 tons/år, jf. Tabel 37 (ekskl. 70-75 km transportomk.) <u>Eksempel på total scenariepris –</u> <u>velfærdsøkonomi, køberpriser:</u> Totalt for sce. 7 uden ressourceknaphed: ca. 971 kr./ton affald. Totalt for sce. 7 med ressourceknaphed: ca. 595 kr./ton affald.	1 x opland for sorteringsanlæg: (1,3 x opland for balletering) (2 x opland for Aikan, 1x opland for biogas- fælles, ingen biogas i scenarie 7) <u>Budgetøkonomisk pris for separat sorteringsanlæg:</u> 1277 kr./ton tilført mængde - i alt 11.000 tons/år, jf. Tabel 37 (ekskl. 10-15 km transportomk.) <u>Eksempel på total scenariepris –</u> <u>velfærdsøkonomi, køberpriser:</u> Totalt for "sce. 7 med 1x opland for sortering" uden ressourceknaphed: ca. 1004 kr./ton affald.

Miljøeffekter

En vanskelig problemstilling er den geografiske afgrænsning af de medregnede miljøeffekter, da nogle af processerne foregår i udlandet, og nogle af miljøeffekter er grænseoverskridende (særligt klimaeffekter, som er den største af de kvantificerede miljøeffekter). Som udgangspunkt er anvendt en international afgrænsning, men det kan også være relevant at se på miljøeffekter som kun rammer Danmark. Med de nuværende mønstre i udvinding af resurser, og placering af energi- og genindvindingsanlæg, ligger den største del af miljøfordelene i udlandet. Imidlertid kan det lige såvel tænkes at genindvindingsanlæg i fremtiden kan placeres i Danmark, særligt hvis genanvendelse af tørre materialer finder videre udbredelse. Det er også forudsat at den marginale energikilde fortrinsvis er baseret på kul, som udvindes i udlandet. Naturgas er dog på sigt en anden mulig marginal energikilde, og denne udvindes i Danmark.

Miljøeffekterne i kr./ton indsamlet affald er opgjort i Tabel 43. Den internationale afgrænsning omfatter alle miljøpåvirkninger beregnet af EASEWASTE som der er indsamlet enhedsomkostninger for. Den nationale afgrænsning er en delmængde heraf. Opdelingen mellem international og national afgrænsning beregnet af COWI ud fra antagelserne om genindvindingssteknologiernes placering (alle på nær glas er placeret i udlandet), samt en antagelse om at halvdelen af kørslen til genindvinding sker i udlandet.

TABEL 43
MILJØEFFEKTER EFTER GEOGRAFISK AFGRÆNSNING, KR./TON INDSAMLET AFFALD.

	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Int, ej kvote	-313	-359	-364	-346	-423	-428	-404	-422	-444	-449	-421	-426	-424
Nat, ej kvote	-79	-66	-75	-60	-60	-69	-52	-63	-41	-50	-56	-65	-63

Note: 1) Kvotebelagte miljøeffekter for CO₂ er ikke medregnet i denne tabel. I de velfærdsøkonomiske omkostninger for scenarierne indgår værdien af disse effekter som del af energi- og materialepriserne. 2) Alene emissioner til luften er værdisat i den velfærdsøkonomiske analyse. 3) Eksternaliteter fra transport indgår ikke i denne tabel.

Tabellen viser at langt størstedelen af miljøfordelene ved øget genindvinding finder sted i udlandet. Dette skyldes primært, at udvinding af primærresurser er forholdsvis energitungt, og at en del af energiforbruget foregår med køretøjer eller mindre energianlæg, som har en relativt dårlig miljømæssig profil på f. eks. SO₂, NO_x og partikler. Endelig kan kulminer og naturgasudvinding give anledning til betydelige udledninger af drivhusgasser som ikke er CO₂.

Miljøeffekter kan opdeles på kvotebelagte klimaeffekter, ikke kvotebelagte klimaeffekter og øvrige miljøeffekter (som heller ikke er kvotebelagte). De kvotebelagte emissioner er generelt ikke medregnet. Opdelingen ses i tabellen nedenfor.

TABEL 44
MILJØEFFEKTER EFTER NATIONAL OG INTERNATIONAL AFGRÆNSNING (KR/TON INDSAMLET
AFFALD).

	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Int, ej kvote	-313	-359	-364	-346	-423	-428	-404	-422	-444	-449	-421	-426	-424
Nat, ej kvote	-79	-66	-75	-60	-60	-69	-52	-63	-41	-50	-56	-65	-63
Int. i alt	-420	-430	-445	-420	-482	-497	-466	-489	-496	-510	-481	-495	-493
- CO2 kvote	-107	-71	-81	-74	-59	-68	-62	-67	-52	-61	-60	-69	-68
- CO2 ej kvote	-146	-203	-201	-191	-245	-243	-230	-243	-254	-252	-239	-237	-240
- Øvrige	-167	-156	-163	-155	-178	-185	-175	-179	-190	-197	-182	-189	-185
Nat. i alt	-251	-206	-219	-204	-180	-193	-177	-189	-148	-161	-178	-192	-192
- CO2 kvote	-172	-140	-144	-144	-120	-124	-125	-126	-107	-111	-123	-127	-129
- CO2 ej kvote	47	45	41	50	32	29	39	30	32	29	37	34	32
- Øvrige	-125	-111	-117	-110	-92	-98	-91	-93	-73	-79	-93	-99	-95

Note: De ej kvotebelagte emissioner er summen af "CO2 ej kvote" og "Øvrige" for national og international henholdsvis.

9.5. Budgetøkonomisk analyse

De budgetøkonomiske konsekvenser afhænger af, hvordan tiltaget finansieres. Med udgangspunkt i den eksisterende danske hvile-i-sig-selv regulering vil omkostningerne ende hos husholdningerne. Den pris, som husholdningerne betaler for at få indsamlet og behandlet deres dagrenovation, skal nemlig afspejle omkostningerne. Derved vil evt. forøgede omkostninger til indsamling, transport, omlastning og behandling af dagrenovation afholdt af kommune, affaldsselskab eller behandlingsvirksomhed i sidste ende skulle afholdes af husholdningerne. Dette gælder også samtlige afgifter i affaldssystemet, men ikke mistede afgifter fra energisystemet. Husholdningernes budgetøkonomiske omkostning er således den budgetøkonomiske udgift tillagt forbrændingsanlæggenes afgifter og fratrukket subsidier til biogas afledt af affaldsbehandling. Hertil kommer 25 % moms. De budgetøkonomiske omkostninger inkl. afgifter er således vanskeligt sammenlignelige med de velfærdsøkonomiske omkostninger.

Resultaterne af den budgetøkonomiske analyse fremgår af Tabel 45. Heraf fremgår det at omkostningerne pr. husholdning til dagrenovation og de forskellige ordninger for kildesorterede materialer mv. i scenarierne i dette projekt ligger mellem 991 og 1206 kr./husholdning inkl. moms og øvrige afgifter.

TABEL 45
BUDGETØKONOMISK ANALYSE, FAKTORPRISER.

Budgetøkonomiske omkostninger enfamilieboliger, kr./ton med og uden afgifter

Enfamilie	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Ekskl. afgift	1394	1215	1188	1230	1582	1556	1218	1510	1249	1222	1263	1236	1190
Afgifter	645	496	499	510	549	552	470	582	451	454	475	478	508
Inkl. afgift	2039	1711	1687	1739	2131	2108	1688	2092	1700	1676	1738	1714	1698

Budgetøkonomiske omkostninger etageboliger, kr./ton med og uden afgifter

Etage	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Ekskl. afgift	784	752	734	1056	754	737	1048	710	732	715	742	725	698
Afgifter	520	447	449	532	418	420	501	437	375	377	419	421	438
Inkl. afgift	1305	1198	1183	1588	1171	1156	1549	1147	1107	1092	1161	1146	1137

Budgetøkonomiske omkostninger blandede boliger, kr./ton med og uden afgifter

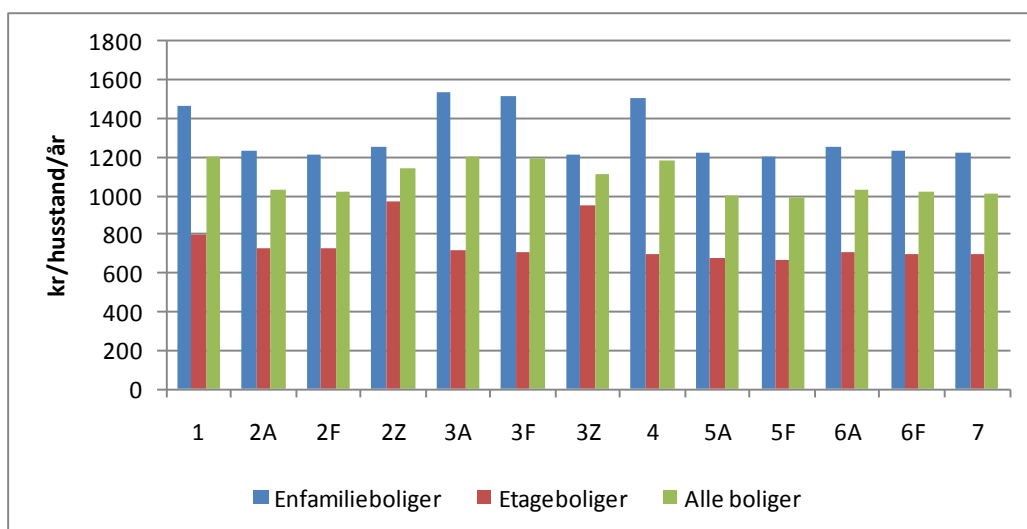
Blandede	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Ekskl. afgift	1173	1047	1024	1167	1283	1260	1156	1221	1062	1039	1074	1051	1012
Afgifter	600	478	481	518	502	504	481	530	423	426	455	457	483
Inkl. afgift	1773	1525	1505	1685	1784	1764	1637	1750	1485	1465	1529	1509	1495

Budgetøkonomiske omkostninger pr. husholdning pr. år inkl. afgifter

	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Enfamilie	1467	1231	1214	1252	1534	1517	1214	1505	1223	1206	1250	1233	1222
Etage	797	732	723	970	716	707	946	701	676	667	709	700	695
Blandede	1199	1031	1018	1139	1206	1193	1107	1183	1004	991	1034	1020	1011

Note: Tallene for afgifter indeholder ikke afgifter betalt af kraftvarmeværker. Afgifter inkluderer også moms.

Omkostningerne per husholdning er illustreret i nedenstående Figur 38.



Figur 38 Budgetøkonomiske omkostninger pr. husstand pr. år inkl. afgifter

En budgetøkonomisk sammenligning giver følgende hovedresultater:

- Basisscenarie 1 er dyrere end de fleste andre scenarier - dog synes scenarierne 3 og 4 med 4-kammerbeholdere at være dyrere end basisscenariet for enfamilieboliger, hvilket slår igennem for det blandede opland. Velfærdsøkonomiske følsomhedsanalyser udført på indsamlingsdelen af scenarie 3 og 4 viser, at yderligere optimering af indsamlingsordninger i scenarie 3 og 4 (ændrede beholdere og tømningfrekvens) kan give besparelser, som gør disse billigere end basisscenariet.
- De øvrige alternative scenarier 2, 5, 6 og 7 er budgetøkonomisk sammenlignelige og alle billigere for enfamilieboliger end basisscenariet, hvilket slår igennem for det blandede opland. Scenarie 2z (med optisk posesortering) er dog dyrere end basisscenariet for etageboliger men ikke samlet set dyrere for det blandede opland.

Det behøver således ikke at give anledning til øgede omkostninger at opnå en væsentlig højere genanvendelse af de forskellige affaldsfraktioner fra dagrenovationen (tydeligst i scenarie 5, 6 og 7).

Kildesortering af den organiske fraktion med efterfølgende bioforgasning og udbringning på landbrugsjord kan sammenlignes med forbrænding ved at sammenligne scenarie 6 med scenarie 7, hvor kildesortering af organisk affald synes at være lidt dyrere end forbrænding. Forskellene (svarende til cirka 1 % af den samlede omkostning) er inden for beregningsusikkerhederne.

Den budgetøkonomiske prissætning af forbehandlet biogaspulp forudsætter fuldkommen konkurrence om pulpen, sådan at anlæggene i fremtiden tænkes at betale for pulp. Med imperfekt konkurrence vil affaldskunderne (affaldsselskaberne) få mindre for pulpen og evt. skulle betale for at komme af med den. Betalingen vil komme an på konkurrencesituationen for de konkrete anlæg.

Denne betragtning om konkurrenceforhold skal også sættes i forhold til, at indtægter fra salg af energi fra gas produceret ud fra den organiske dagrenovation (som har lavere gaspotentiale end mange typer af industriaffald) bl.a. skal afholde øgede udgifter til at fremskaffe arealer, som kan modtage de ekstra næringsstoffer fra affaldet, idet biogasfællesanlæg normalt er beliggende i områder med høj husdyrtæthed, samt udgifter til transport og udspreddning af den afgassede organiske dagrenovation. Forestiller man sig imperfekt konkurrence - f.eks. ved at biogasfællesanlæg i stedet for at betale 100 kr./ton for pulpen modtager pulpen til f.eks. 0 kr. - skal F-scenarierne med biogasfællesanlæg tillægges i størrelsesorden 20-25 kr./ton indsamlet affald i alt.

Med den valgte scenariestruktur og afgrænsning af de beregnede omkostninger kan det beregnede afgiftsprovenu ses som det samlede afgiftsprovenu hidrørende fra behandling af dagrenovationsaffald.

I basisscenariet er afgiftsprovenuet hidrørende fra affaldssektoren 52 mio. kr./år (jf. Tabel 46), som dog opvejes af tilsvarende cirka 50 mio. kr./år afgifter fra varmesektoren som ikke betales, fordi affaldsvarme fortrænger varme fra andre varmeanlæg. Der er forudsat samme afgiftsbetaling for tillægsafgift og (affalds)varmeafgift, men CO₂ afgift for el betales ikke af varmeanlæggene, da de er underlagt kvotesystemet og derfor fritaget. Således vil mindre forbrænding føre til tab af CO₂ afgift.

Der er en vis usikkerhed i beregningen af afgiftsprovenuet, fordi dette baserer sig på forsimplede antagelser om afgiftsbetalingen i varmesektoren, hvis nøjagtige beskrivelse falder uden for dette projekt. Modeller som Energistyrelsens RAMSES vil være meget velegnede til at forudsige provenuændringen, da denne model ud over affaldsforbrændingsanlæg og biogasanlæg beskrevet her også meget nøje beskriver danske el og varmeproduktionsanlæg.

Affaldssektoren er momspligtig, hvorfor momsindtægter på mellem 43 og 54 mio. kr. årligt også indgår. En del af affaldssektorens moms vil kunne modregnes med købsmoms, men køb af momspligtige varer og tjenesteydelser fra andre branche (indirekte effekt) vil opveje modregningen. Energiafgifter er også momsbelagt. Det ligger uden for opgavens omfang at foretage et egentligt momsregnskab.

Subsidier til bioforgasning betales over PSO systemet og indgår således ikke som en statslig afgift, som der skal beregnes skatteforvridningstab af.

TABEL 46

ÆNDRINGER I AFGIFTSPROVENUET, MIO. KR.

	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Affaldsvarmeafgift	21,1	14,9	15,5	15,6	12,5	13,0	13,2	15,5	10,9	11,5	12,8	13,4	15,8
Tillægsafgift	24,4	17,2	17,9	17,9	14,4	15,0	15,3	17,8	12,5	13,2	14,8	15,5	18,2
CO ₂ afgift	6,3	4,5	4,6	4,7	3,7	3,9	4,0	4,6	3,3	3,4	3,9	4,0	4,7
Ændret afgift varme	-50,4	-38,1	-39,4	-39,5	-32,3	-33,6	-34,0	-36,8	-28,5	-29,8	-33,1	-34,5	-37,7
Moms	49,6	44,3	43,3	49,3	54,2	53,2	48,9	51,6	44,9	43,9	45,4	44,4	42,8
Afgifter i alt	51,1	42,7	41,9	48,0	52,5	51,6	47,3	52,7	43,1	42,2	43,7	42,9	43,9
PSO i alt	0,0	-5,1	-5,0	-4,8	-5,1	-5,0	-4,8	0,0	-5,1	-5,0	-5,1	-5,0	0,0
- Biogas GJ støtte	0,0	-2,6	-2,5	-2,4	-2,6	-2,5	-2,4	0,0	-2,6	-2,5	-2,6	-2,5	0,0
- Biogas mindstepris el	0,0	-2,1	-2,0	-2,0	-2,1	-2,0	-2,0	0,0	-2,1	-2,0	-2,1	-2,0	0,0

Note: "Ændret afgift varme" dækker over ændrede energiafgifter fra de varme- og kraftvarmeværker hvis varmeproduktion substituerer/substitueres af varmeproduktion i affaldssektoren.

Referencer

affald danmark (2011) CO₂-opgørelser i den danske affaldsbranche – en vejledning. Introduktion, koncept og basisdata. affald danmark og DAKOFA. 1. oktober 2011.

AIEA, IAEA & OECD (2004). Uranium 2003. Resources, Production and Demand. "Red Book":
<http://www1.oecd.org/publications/e-book/6604081E.PDF>

Astrup, T, Dall, O & Wenzel, H. (2011) Fastlæggelse af energidata til brug i CO₂-opgørelser. Rapport for affald danmark.

Bernstad, A., Malmqvist, L., Truedsson C. & la Cour Jansen, J. (2012): Need for improvements in Physical pretreatment of Source-Separated Household Food Waste. Accepteret til publicering i Waste Management.

BP (2005) BP Statistical Review of World Energy June 2005. "Putting energy in the spotlight":
http://www.bp.com/liveassets/bp_internet/globalbp/globalbp_uk_english/publications/energy_reviews_2005/STAGING/local_assets/downloads/pdf/statistical_review_of_world_energy_full_report_2005.pdf

Bruninx, K, Madzharov, D., Delarue, E. & D'haeseleer, W. (2012) Impact of the German phase-out on Europe's electricity generation. TME working paper - Energy and Environment. International conference on the European energy market, Florence, Italy, 10-12 may 2012.

Bruun, S., Thorsen, B.J., Stoumann Jensen, L., Preuss Nielsen, M. & Scott Bentsen, N. (2012) Betydning og værdisætning af kulstoflagring i forbindelse med tilførsel af organisk affald til dansk landbrug. Det biovidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet.

Bruun, S., Hansen, T.L., Christensen, T.H, Magid, J. & Jensen, L.S. (2006): Application of processed organic municipal solid waste on agricultural land - a scenario analysis. Environmental Modeling & Assessment 11: 251-265.

Christensen, T.H., Bhandar, G., Lindvall, H., Larsen, A.W., Fruergaard, T., Damgaard, A., Manfredi, S., Riber, C. & Hauschild, M.T. (2007) Experience with the use of LCA-modelling (EASEWASTE) in waste management. Waste management & Research 25: 257-262.

Cordell, D., Drangert, J-O. & White, S. (2009) The story of phosphorus: Global food security and food for thought. Global Environmental Change 19: 292-306.

COWI (2009) "Samfundsøkonomisk vurdering af forbrænding, medforbrænding og biologisk behandling", <http://www.affalddanmark.dk/docs/udgivelser/samfundsøkonomivurdering.pdf>

COWI (2012) LCA- screening af biogasteknologier til behandling af bioaffald. Rapport til Vestforbrænding I/S.

DTU Transport (2010): Transportøkonomiske enhedspriser juli 2010.
<http://www.dtu.dk/centre/Modelcenter/Samfunds%C3%BAkonomi/Transport%C3%BAkonomiske%20Enhedspriser.aspx>

EIA (2003) Annual Energy Review 2003: <http://www.eia.doe.gov/aer/pdf/aer.pdf>

Energistyrelsen (2005) Basisfremskrivning af el- og fjernvarmeproduktionen 2005-2025. Teknisk baggrundsrapport til Energistrategi 2025.

Energistyrelsen (2011): Forudsætninger for samfundsøkonomiske analyser i energisektoren.

Energistyrelsen (2011 b) Notat om kraftvarmeværkers energieffektivitet udarbejdet som svar på Det Energpoltiske Udvalg 2010-11 spørgsmål 100.

Energistyrelsen (2012): Alternative Drivmidler, version 2.0. <http://www.ens.dk/DA-DK/KLIMAOGCO2/TRANSPORT/ALTERNATIVEDRIVMIDLER/Sider/Forside.aspx>

Energistyrelsen (2012 b) Technology Data for Energy Plants. Generation of Electricity and District Heating, Energy Storage and Energy Carrier Generation and Conversion. Energinet.dk, Energistyrelsen

Energistyrelsen (2012 c) <http://www.ens.dk/da-dk/info/nyheder/nyhedsarkiv/2012/sider/20120320stortfaldienergiforbrugogco2-udledning.aspx>

Eriksson, Y. & Holmström, D. (2010): Förbehandling av matavfall med skruvpress - Utvärdering av effektiviteten i förbehandlingsanläggningen på NSR i Helsingborg, Examensarbete Lunds Universitet, Februar 2010.

Finnveden, G. (2008) A world with CO₂ caps. Int. J. Life Cycle Assess.: 13:365–367.

Frieschnecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Hect, T., Hellweg, S., Hischer, R., Nemecek, T., Rebitzer, G., Spielmann, M. & Wernet, G. (2007) Overview and Methodology,ecoinvent report No. 1. Swiss centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.

Fruergaard, T., Ekvall, T. & Astrup, T. (2009) Energy use and recovery in waste management and implications for accounting of greenhouse gases and global warming contributions. Waste Management & Research, 27: 724-737.

Gentil, E., Christensen, T.H. & Aoustin, E. (2010) Greenhouse gas accounting and waste management. Waste Management & Research 27: 696-706.

Grosso, M., Biganzoli, L. & Rigamonti, L. (2011) A quantitative estimate of potential aluminium recovery from incineration bottom ashes. Resources, Conservation and Recycling 55: 1178-1184.

Hansen, T.L., Bhandar, G.S., Christensen, T.H., Bruun, S. & Jensen, L.S. (2006): Life cycle modeling of environmental impacts from application of processed organic municipal solid waste on agricultural land (EASEWASTE). Waste Management and Research, 24, 153-166.

Hauschild, M.T., Olsen, S.I., Hansen, E. & Schmidt, A. (2008) Gone... but not away – addressing the problem of long-term impacts from landfills in LCA. The International Journal of Life Cycle Assessment 13: 547-554.

Hedegaard, K., Thyø, K.A. & Wenzel, H. (2008) Life cycle assessment of an advanced bioethanol technology in the perspective of constrained biomass availability. Environmental Science and Technology 42: 7992-7999.

Kirkeby, J.T., Birgisdóttir, H., Hansen, T.L., Christensen, T.H., Bhandar, G.S. & Hauschild, M.Z. (2006): Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE. Waste Management and Research 24: 3-15.

Klima- og Energiministeriet (2011) Energistrategi i 2050 – fra kul, olie og gas til grøn energi

Laurent, A., Olsen, S.I. & Hauschild M.Z. (2011) Normalization in EDIP97 and EDIP2003: updated European inventory for 2004 and guidance towards a consistent use in practice. The International Journal of Life Cycle Assessment 16: 401-409.

Merz, S.K. (2004) "Dioxin and Furan Emissions to Air from Secondary Metallurgical Processes in New Zealand". Ministry for the Environment, Wellington, New Zealand.

Miljøministeriet (2010): Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter, ISBN PDF version: 978-87-92548-71-9, [http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2010/978-87-92548-71-9/pdf/Endelig %20Vejledning %20i %20samfunds %C3 %B8konomisk %20vurdering %20af %20milj %C3 %B8projekter_net.pdf](http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2010/978-87-92548-71-9/pdf/Endelig%20Vejledning%20i%20samfunds%C3%B8konomisk%20vurdering%20af%20milj%C3%B8projekter_net.pdf)

Miljøstyrelsen (2003): Basisdokumentation for biogaspotential i organisk dagrenovation, Miljøprojekt 802, 2003.

Miljøstyrelsen (2010) Affaldsstatistik 2009 og fremskrivning af affaldsmængder 2011-2050. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 4 2011

Mladenowska, Z. & Ahring, B. (2007): Biogas: 20 % mere el med to reaktorer. FIB (Forskning i Bioenergi fra Biopress) nr. 18, 2007.

Møller, J. (2012) LCA af Biovækst. Rapport udført for Biovækst's bestyrelse af DTU Miljø.

Møller, J., Clavreul, J. & Christensen, T.H. (2010) LCA-screening af ressourcescenarier i Vestforbrændings område. Intern rapport for Vestforbrænding I/S.

Møller, J., Fruergaard, T., Riber, C., Astrup, T. & Christensen, T.H. (2009) Miljøvurdering af affaldsforbrænding og alternativer. Rapport for affald danmark.

Nilsson, P. & Christensen, T.H. (2011) Waste Collection: Systems and organization. In: Christensen, T.H. (ed.) Solid Waste Technology & Management, Blackwell Publishing Ltd.

Ott, C. & Rechberger, H. (2012) The European phosphorus balance. Resources, Conservation and Recycling 60: 159-172.

Persson, T. (2008) Koldioxidvärdering af energianvändning. 38 p. Underlagsrapport. Statens Energimyndighet.

Plantedirektoratet (2011) Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2011 til 31. juli 2012. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Plantedirektoratet juli 2011.

Sköldbberg, H. & Unger, T. (2008) Effekter av förändrad elanvändning/elproduktion – Modelberäkningar. Elforsk rapport 08:30.

Sköldbberg, H., Unger, T. & Olofsson, M. (2006) Marginal el och miljövärdering av el. Elforsk rapport 06:52.

USGS (2005) U.S. Geological Survey Mineral Commodity Summaries 2005. U.S. Department of the Interior: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/mcs/2005/mcs2005.pdf>

Weidema, B. & Wesnæs, M.S. (1996) Data quality management for life cycle inventories-an example of using data quality indicators. *J. Cleaner Products* 4: 167-174.

Wenzel, H; Hauschild, M. & Alting, L. (1997) *Environmental Assessment of Products. Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development.* Kluwer Academic Publishers.

Bilag 1

Begrebsforklaringer

Nedenstående tabel opsummerer og forklarer mange af de begreber, der anvendes i beskrivelsen af scenarieberegningerne.

Afgrænsning/ potentialer	<p>I scenarierne indgår kun dagrenovation - inklusiv papir, pap/karton, glas/flasker, metal, plast og organisk som måtte blive bragt eller hentet separat via en kommunal ordning - herunder også afleveret på genbrugsstation.</p> <p>Dagrenovation opdeles i: papir, karton, glas, metal, plast, organisk og restaffald.</p> <p>Mængde og sammensætning af dagrenovation følger opdelingen i Miljøprojekt nr. 868, 2003. For papir og glas bliver mængden justeret til det samlede potentiale for husholdninger. For papir sker dette ved at anvende data for papirpotentialet (Miljøprojekt nr. 1044, 2005), opdateret til 2007. For glas-, metal- og plastemballage anvendes emballageforsyningsmængden for husholdninger. Den heraf beregnede enhedsmængde for dagrenovation er justeret, så den svarer til ISAG-registreringen for 2008.</p> <p>Potentialet for karton udgøres alene af mindre salgsemballager af bølgepap og karton, samt andet egnet karton.</p> <p>For karton, metal og plast vurderes den samlede materialefraktion – inklusiv emballage og andre produkter af de respektive materialer.</p> <p>Metal fra slagge fra forbrænding af dagrenovationen er medtaget i mængder genanvendt</p>
Sortering	<p>Kildesorteret affald består af én fraktion (f.eks. papir eller organisk affald), der uden yderligere behandling kan tilføres oparbejdning.</p> <p>Kildesorteret organisk affald indeholder normalt en del ikke-organisk affald (urenheder). Dette affald forudsættes i beregningerne fraserteret før behandling på biogasanlæg. Det fraserterede affald leveres direkte til forbrænding.</p> <p>Kildeopdelt affald består af en blandet fraktion (f.eks. karton, plast og metal) som er kildesorteret hos husholdningen og opsamlet i samme rum / beholder. Kildeopdelt affald gennemgår en mekanisk sortering, hvor affaldet opdeles i karton, forskellige plasttyper (LDPE, HDPE, PET, PP, PS), metal (jern og aluminium) og rest, så de forskellige materialer af god kvalitet kan leveres til videre oparbejdning og genanvendelse.</p> <p>Affald, der ikke indsamles som kildesorterede eller kildeopdelte materialer, forudsættes indsamlet sammen med restaffald. Restaffald indeholder således en blanding af papir, karton, plast, glas, metal, organisk affald og rest, hvor "rest" betegner alt andet affald end de nævnte fraktioner.</p> <p>Andelen af papir, karton, plast, glas, metal og organisk materiale i "resten" afhænger af, hvor effektivt indsamlingssystemet er til at opsamle de respektive fraktioner.</p> <p>Det fraserterede affald på et behandlingsanlæg (f.eks. fra videre sortering på et biogasanlæg) kan indeholde såvel fejlsorteret affald som korrekt sorteret affald. Beregningsteknisk forudsættes det dog, at alt det kildesorterede / kildeopdelte affald er korrekt sorteret. En del af det kildesorterede og kildeopdelte affald bliver dog sorteret fra på behandlingsanlægget og</p>

	<p>sendt til forbrænding.</p> <p>Der forudsættes samme sorteringseffektivitet på behandlingsanlægget, uanset om affaldet kommer fra enfamiliehuse eller etageboliger.</p>
Effektivitet	<p>De opstillede effektiviteter er ambitiøse, men realistiske.</p> <p>Indsamlingseffektivitet og sorteringseffektivitet (på sorteringsanlæg) for affaldsfraktioner til genanvendelse baseres på erfaringer fra etablerede ordninger (danske og udenlandske)</p> <p>Den samlede effektivitet i et scenario opgøres som den indsamlede mængde fratrasket den mængde, der frasorteres eller kasseres i den efterfølgende behandling⁴³. (Frasorteret affald forudsættes at ende som brændbart affald, der brændes sammen med restaffaldet). Effektivitet i indsamling og behandling fremgår af hovedrapport samt af Bilag 3.</p>
Affaldsopland	Affaldsopland: 250.000 boliger. Affaldsoplandet svarer til ca. 550.000 indbyggere hvilket er ca. 1/10 Danmarks befolkning.
Materiel	<p>Beholdertyper og tømningfrekvenser er fastlagt, som de typisk vil blive valgt i nye danske ordninger. Der er generelt forudsat en optimering af beholderstørrelse og tømningfrekvens, som giver en høj fyldningsgrad af beholderne. Tømningfrekvenser fremgår af scenariebeskrivelser.</p> <p>I scenarie 1, hvor der ikke indsamles (afhentes) andre fraktioner end restaffald direkte fra husstanden, forudsættes ugentlig afhentning af dagrenovation, hvilket er den gængse indsamlingsfrekvens i sådanne ordninger i Danmark. Variationer forekommer dog.</p>
Anlæg	Se hovedrapport og bilag 4.
Transport	Transportafstande er angivet i hovedrapport.
Økonomi	<p>Alle beløb regnes eksklusiv moms.</p> <p>Økonomi opgøres som systemomkostninger for de beskrevne scenarier.</p> <p>Alle anlægsinvesteringer (beholdere, kuber, anlæg) indgår i beregningen. Pris, afskrivning (år) og rente (x % p.a.) indgår. Størrelser fremgår af hovedrapport.</p> <p>Gennemsnitlige priser er anvendt for opsamlingsenheder, tømning, transport, behandling. Investering i vogne til indsamling og transport, opgøres ikke særskilt, men medtages indirekte i renovatørens tømningspris eller vognmandens pris for transport og heri indgår ligeledes udgifter til mandskab, diesel mv. Det er den almindelige metode anvendt i licitationsmateriale for indsamling af dagrenovation i Danmark.</p> <p>Omkostninger til anlæg og drift af genbrugsstationer indgår ikke i de økonomiske beregninger.</p> <p>Der er ringe tilgængelighed af data for visse typer behandlingsanlæg, - især data om økonomi, kapacitet og sorteringseffektivitet for visse sorteringsanlæg. Der anvendes et bedste bud ud fra kendte anlægskoncepter. Investering og driftsomkostninger i forhold til kapaciteten på de anvendte scenariers aktuelle anlægsstørrelser er skønnet.</p>
Afsætningspriser	<p>Afsætningspriser (senest opdaterede) er indhentet via kommuner, affaldsselskaber og materialehandlere. Der er anvendt et balanceret 2012 prisniveau. For kompost fra biologisk behandlet kildesorteret organisk dagrenovation (biogasforgasning med kompost som slutprodukt) anvendes dog en pris leveret hos landmand på 0 kr.</p> <p>Flasker og skår afregnes begge kun til skårpriser. Flasker og skår er forudsat afsat direkte til glasværk.</p>

⁴³Denne fodnote er slettet

Bilag 2

Affaldsmængder og sammensætning

Dette bilag er udarbejdet af Econet A/S

Mængde og sammensætning af dagrenovation, papir og glas fra husholdninger er i denne rapport opgjort ud fra 4 kilder:

1. Mængden af emballage er hentet fra rapporten: Vurdering af genanvendelsesmålsætninger i affaldsdirektivet, Miljøprojekt nr. 1328, Miljøministeriet 2010. Oplysninger heri stammer oprindeligt fra Emballageforsyningsstatistikken – baseret på data fra 2005.
2. Mængden af papir bygger på opgørelsen i "Kortlægning af papir- og pappotentialet fra private husstande i 2003", Miljøprojekt nr. 1044, Miljøministeriet 2005.
3. Fordelingen på fraktioner i dagrenovation bygger på rapporten "Sammensætning af dagrenovation og ordninger for hjemmekompostering. Miljøprojekt nr. 868, Miljøministeriet 2003".
4. "Affaldsstatistik 2007 og 2008", Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 5, Miljøministeriet 2010.

I det følgende beskrives kort, hvorledes mængde og sammensætning i denne rapport er fremkommet for boligtyper og fraktioner.

Det har været en forudsætning for opstilling af mængde og sammensætning af de for projektet relevante affaldstyper, at det skal svare til faktisk registrerede mængde ifølge Affaldsstatistikken for 2008. I den i rapporten anvendte affaldsmængde indgår summen af dagrenovation, samt særskilt indsamlet papir og glas fra husholdninger. Den mængde opgøres i "Affaldsstatistikken 2007 og 2008" til 1.690.233 ton, hvilket klart overstiger den mængde, der kan beregnes med udgangspunkt i den særskilt indsamlede mængde papir og glas tillagt mængden af "egentlig dagrenovation". "Egentlig dagrenovation" er her lig den totale årsmængde beregnet ud den mængde affald en husstand (enfamiliebolig hhv. etagebolig) frembringer ⁴⁴. Der er på den baggrund behov for at justere mængden af de enkelte fraktioner – og det er denne øvelse, der beskrives i det følgende.

Potentiale for papir

Papir- og pappotentialet fra private husholdninger i 2003 fremgår af Miljøprojekt 1044⁴⁵. Det samlede potentiale blev bestemt ud fra en undersøgelse af en række bladkategorier. Resultatet af opgørelsen fremgår af Tabel 47. I samme tabel præsenteres en beregning af potentialet i 2007. Denne beregning er foretaget af Econet (og ikke tidligere offentliggjort). Forudsætninger for beregningen præsenteres i det følgende.

⁴⁴ Sammensætning af dagrenovation og ordninger for hjemmekompostering. Miljøprojekt nr. 868, Miljøministeriet 2003

⁴⁵ Kortlægning af papir- og pappotentialet i private husstande 2003. Miljøprojekt nr. 1044, Miljøministeriet 2005

Tabel 47 Papirpotentialiet for husstande i 2003 hhv. 2007 (ekskl. distribution til erhverv)

Kategori	Papirpotentialie - 2003		Papirpotentialie - 2007	
	1000 [tons]	Kg pr. husstand	1000 [tons]	Kg pr. husstand
Dagblade	101,5	40,9	92,2	36,4
Gratisaviser			17,3	6,8
Distriktsblade	34,3	13,8	37,1	14,7
Ugeblade og månedsmagasiner	30,7	12,4	28,9	11,4
Fagblade/medlemsblade	18,4	7,4	18,4	7,3
Distribution af telefonbøger ¹⁾	4,3	1,7	4,3	1,7
Adresseløse tryksager	105,4	42,5	170,2	67,2
Adresserede forsendelser	38,1	15,4	38,9	15,4
Andet papir	18,9	7,6	18,9	7,6
I alt	351,7	141,8	426,2	168,5

Den gennemsnitlige mængde papir- og pap, som husstanden modtog i 2003 androg 142 kg. De nærmere forudsætninger for de gennemførte beregninger fremgår af Miljøprojekt 1044, se fodnote 45.

Nedenfor præsenteres et skøn af papir- og pappotentialet for 2007. Beregningerne er gennemført under følgende forudsætninger:

1. Dagblade. Data er hentet fra offentlige tilgængelige kilder. Det forudsættes at vægten pr. avis er uændret i forhold til 2003
2. Distriktsblade. Mængden er baseret på udviklingen for 36 distriktsblade.
3. Ugeblade- og månedsmagasiner. Data er hentet fra offentlige tilgængelige kilder. Det er forudsat, at vægten pr. udgivelse er uændret i forhold til 2003. Kun udgivelser af vægtmæssig betydning er inddraget.
4. Fagblade/medlemsblade. Omfanget er forudsat uændret i forhold 2003.
5. Telefonbøger. Omfanget er forudsat uændret i forhold 2003.
6. Adresseløse tryksager. Data er hentet fra en større distributører, men er dækkende for landet som helhed.
7. Adresserede forsendelser. Data er hentet fra Post Danmark.
8. Andet papir. Mængden forudsat uændret i forhold til 2003

Dagblade. Data om solgt oplagstal er pr. 1 halvår 2007. Kilde: Dansk Oplagskontrol. Der er indsamlet data for alle hverdags- og søndagsaviser. Mængden er beregnet til 113.867 tons inkl. distribution til erhverv. Der forventes en yderligere nedgang i dagbladenes oplag. I 2003 var mængden 124.587 tons. Der er tale om en nedgang på 10.720 tons svarende til 8,6 %. Det forudsættes, at nedgangen er den samme for dagblade distribueret til husholdninger hhv. til erhverv. For dagblade til husstande betyder det en reduktion fra 101.500 ton til 92.200 ton.

Gratisaviser. Denne kategori er ny i forhold til tidligere kortlægninger af papirpotentialer for husstande. Ved gratisaviser forstås her en avis med udgivelse på alle ugens hverdage. Avisen uddeles gratis. I visse områder husstandsomdeles avisen. Der eksisterer pt. fire større gratisaviser, nemlig: Nyhedsavisen der er landsdækkende samt MetroXpress, Urban og 24Timer, der ikke er landsdækkende. Der er indsamlet data om oplag og vægt⁴⁶. I beregningerne er det forudsat, at 60 % af det samlede oplag er husstandsomdelt, mens 40 % omdeles frit fx på togstationer. Det har ikke været muligt at få denne fordeling verificeret, men i 2007 indsamledes der alene 585 tons på S-togsstationerne⁴⁷. I løbet af 2008 blev "24Timer" ikke længere husstandsomdelt. Fra 2010 blev ingen gratisaviser husstandsomdelt. Der er anvendt følgende oplagstal⁴⁸ og gennemsnitsvægte:

Den distribuerede mængde gratisaviser udgjorde 28.860 tons, hvoraf de 17.300 tons blev husstandsomdelt og derfor er medtaget i Tabel 47.

Distriktsblade. I udgangspunktet er der forudsat uændret oplag i forhold til beregningerne for 2003. Der er dog indhentet data fra Mediaedge:cia (www.mecglobal.com). Data omfatter et udsnit på 36 distriktsblade, som havde 30 pct. af den samlede mængde for distriktsblade i 2003. Data er for 1. halvår 2006. Den samlede mængde for de 36 distriktsblade var steget med 8 pct. fra 2003. Det forudsættes derfor, at mængden af distriktsblade distribueret til private husstande er steget med 8 pct. fra 34.300 ton til 37.100 ton.

Ugeblade og månedsmagasiner. Der er indhentet data fra de 12 største ugeblade for 2. halvår 2006, DO (Dansk Oplagskontrol). Disse blade stod for 87 pct. af den solgte ugebladsmængde i denne kategori i 2003 nemlig 21.687 tons. I 2006 androg mængden 20.308 tons, der svarer til en nedgang på 6,3 %. Mængden af ugeblade og månedsmagasiner i 2003 var 30.747 tons, heraf udgjorde månedsmagasiner 5.900 tons i 2003. Den samlede mængde i 2003 nedskrives med 6 %, herved fås potentialer for 2006-2007.

Fagblade/medlemsblade. Omfanget forudsat uændret.

Telefonbøger. Omfanget forudsat uændret.

Adresseløse tryksager. Data er hentet fra ForbrugerKontakt. Data er fra 2007. Der er tale om en gennemsnitsmængde. Der er store geografiske forskelle i mængden af adresseløse tryksager distribueret til private husstande. Antallet af adresseløse distributioner i 2007 er oplyst til 3.213 mio. med en gennemsnitsvægt på 53 gram. Telefonbøger og vejvisere distribueret for Post Danmark og Eniro er inkluderet.

Adresserede forsendelser. Data er hentet fra Post Danmark. Post Danmark oplyser, at der i 2007 var ca. 1,2 mia. adresserede forsendelser – heraf 60 pct. til de private husstande. Den gennemsnitlige vægt er anslået til mellem 52-55 gram. I dette notat er der regnet med 54 gram, idet Post Danmark anfører, at den nævnte gennemsnitsvægt formodentlig ligger i den høje ende af intervallet. I 2003 var den samlede mængde 38.100 tons. For 2007 kan mængden beregnes til 38.880 tons, dvs. en stigning på 2 pct.

Andet papir. Data er hentet fra landsdækkende undersøgelse af papir i dagrenovation⁴⁹.

⁴⁶ Nyhedsavisen: oplag 498.000 og vægt 102 gram. MetroXpress: oplag 222.000 og vægt 81 gram.

Urban: oplag 216.000 og vægt 102 gram. 24Timer: oplag 260.000 og vægt: 75 gram.

⁴⁷ RenViden, nr.1, april 2008

⁴⁸ Nyhedsavisen - Foreløbige oplysninger fra Dansk Oplagskontrol 2008

⁴⁹ Sænkning af dagrenovation og ordninger for hjemmekompostering. Miljøprojekt nr. 868, Miljøministeriet 2003.

Eftersom husstandsomdeling af gratisaviser ophørte fra 2008, så er det i dette projekt valgt at se bort fra denne mængde i opgørelsen – husstandsomdeling af gratisaviser var ikke en aktuel ordning, da scenarierne til dette projekt blev opstillet. Af Tabel 47 fremgår, at den samlede mængde papir i husholdningerne er 426.200 ton (2007), hvoraf husstandsomdeling af gratisaviser udgjorde 17.300 ton. Herved reduceres mængden af papir til 408.900 ton, som fordeler sig på ca. 2,53 mio. husstande. Et opland (150.000 enfamiliehuse + 100.000 husstande i etageboliger) i dette projekt har som følge heraf 40.442 ton papir.

Potentiale for emballagematerialer

Det er valgt at lade affaldsmængden af de enkelte materialer (pap, plast, glas og metal) svare til den mængde, der fremgår af Forsyningsstatistikken.

Emballageforsyningen (2005) giver oplysning om følgende:

- Glasemballage 89.432 ton
- Metalemballage 34.809 ton
- Plastemballage 76.154 ton
- Papemballage 87.822 ton

For papemballage gælder, at 32 % heraf er bølgepapemballage. Det forudsættes, at 80 % heraf opsamles i storskraldsordninger og lignende. Det vil således kun være de resterende 20 % af bølgepapemballagerne, der opsamles som ”dagrenovation” – i alt opsamles således 65.340 ton papemballage i dagrenovationen, hvilket er den mængde, der medregnes som papemballage i dette projekt.

Dagrenovationens sammensætning

I Miljøprojekt 868 er mængde og sammensætning for dagrenovationen opgjort på 19 overordnede fraktioner. Hver af disse fraktioner er opdelt i et antal delfraktioner, hvoraf der totalt er ca. 150. I nærværende projekt er de mange fraktioner aggregeret til først 9 og siden 7 fraktioner – i sidste ende ”plastemballage” og ”andet af plast” slået sammen til en ”plast” fraktion, og tilsvarende for metal. I Tabel 48 er vist sammensætningen af dagrenovation – aggregeret til ni fraktioner.

Tabel 48 Mængde og sammensætning af dagrenovation. Kg pr. husstand pr. uge

<i>Boligtype:</i>	Etageboliger		Enfamilieboliger	
<i>Gns. husstandsstørrelse</i>	2,4		1,9	
<i>Fraktion:</i>	opdelt	Aggregeret	opdelt	aggregeret
Ikke forarbejdet veget. Affald	1,69	Organisk: 3,270	2,32	Organisk: 4,695
Andet vegetabilsk affald	0,65		0,93	
Animalsk affald	0,77		1,00	
Haveaffald m.v.	0,24		0,51	
Genanvendeligt papir og pap	0,96	Papir:	0,98	Papir:
Aftøringspapir	0,32	1,055	0,29	1,045
Andet rent, tørt papir	0,17	Pap:	0,20	Pap:
Andet snavset papir	0,45	0,660	0,76	0,605
Plastemballage ¹	0,64	0,655	0,82	0,770
Andet plast	0,09	0,090	0,09	0,090
Metalemballage	0,18	0,185	0,29	0,255
Andet af metal	0,07	0,070	0,06	0,060
Glasemballage	0,21	0,220	0,25	0,250
Bleer m.v.	0,70	Rest: 2,005	0,52	Rest: 2,209
Andet brændbart	0,43		0,50	
Andet af glas	0,03		0,029	
Andet ej brændbart	0,33		0,36	
Sammensatte produkter	0,02		0,010	
Farligt affald	0,01		0,018	
Affald i alt		8,210		9,979

Kilde: Sammensætning af dagrenovation og ordninger for hjemmekompostering. Miljøprojekt nr. 868, Miljøministeriet 2003.

1) Emballager inklusive folier

I Tabel 48 indgår for fraktionerne (papir, pap, plastemballage, metalemballage og glasemballage) mængden af disse fraktioner, som de forekommer i dagrenovationen. I dette projekt er det som tidligere nævnt i dette bilag, derimod forsyningsmængden af de tilsvarende fraktioner, der regnes med.

I Tabel 49 er der for såvel enfamilieboliger som etageboliger indsat en kolonne 2, hvor potentialemængderne for papir og emballagematerialer fremgår. De øvrige fraktioner er i denne kolonne fastholdt fra kolonne 1.

Af den aggregerede mængde papir i dagrenovation udgør aftøringspapir 0,29 kg pr. husstand pr. uge for etageboliger og 0,23 kg for enfamilieboliger. Denne papirkvalitet egner sig ikke til traditionel genanvendelse af papir. I dette projekt bliver tissuepapir derfor betragtet som organisk affald. I Tabel 49, kolonne 2 er aftøringspapir derfor flyttet fra "Papir" til "Organisk".

Den registrerede mængde dagrenovation (dagrenovation + papir og glas) på 1.690.233 ton i "Affaldsstatistik 2007 og 2008" er betydelig større end den mængde, der kan beregnes med en gennemsnitlig ugentlig mængde dagrenovation på 12,124 kg pr. husstand i enfamiliebolig og 10,314 kg pr. husstand i etagebolig ved en fordeling på 1,5 mio. enfamilieboliger og 1,0 mio. husstande i etageboliger. For at få den beregnede mængde til at stemme med den registrerede mængde, er vi i dette projekt nødt til at opskrive mængden af dagrenovation fra enfamilieboliger til 13,837 kg pr. husstand pr. uge og fra etageboliger til 11,750 kg. Dette er gjort i kolonne 3 for hver boligtype. Denne opskrivning sker kun for de fraktioner, hvor der ikke foreligger en forsyningsmængde (dvs.: andet af plast, andet af metal, organisk affald og restaffald) – mængden af de respektive fraktioner er opskrevet med ca. 17 % fra kolonne 2 til kolonne 3.

Tabel 49 Justeret mængde og sammensætning af dagrenovation fra enfamilieboliger hhv. etageboliger. Kg pr. husstand pr. uge.

	Enfamilieboliger			Etageboliger		
	1	2	3	1	2	3
	Aggregeret fra Miljøprojekt nr. 868, se Tabel 48	Papir og emballagematerialer justeret til forsyningsmængde	Andre fraktioner opjusteret til registreret affaldsmængde	Aggregeret fra Miljøprojekt nr. 868, se Tabel 48	Papir og emballagematerialer justeret til forsyningsmængde	Andre fraktioner opjusteret til registreret affaldsmængde
Papir	1,045	2,938	2,938	1,055	2,966	2,966
Pap og karton	0,605	0,485	0,485	0,660	0,529	0,529
Plastemballage	0,770	0,623	0,623	0,655	0,530	0,530
Andet af plast	0,090	0,090	0,106	0,090	0,090	0,106
Glasemballage	0,250	0,723	0,723	0,220	0,636	0,636
Metalemballager	0,255	0,301	0,301	0,185	0,218	0,218
Andet af metal	0,060	0,060	0,070	0,070	0,070	0,082
Organisk affald	4,695	4,925	5,997	3,270	3,560	4,328
Andet affald	2,209	2,209	2,594	2,005	2,005	2,355
Affald i alt	9,979	12,354	13,837	8,210	10,604	11,750

Mængden papir og emballagematerialer (markeret med grønt) i Tabel 49 (kolonne 2 og 3) svarer til forsyningsmængden. Mængden af de øvrige fraktioner (andet af plast og metal, organisk affald og andet affald) er markeret med blå i kolonne 3, hvor mængden er opjusteret, så den svarer til den registrerede mængde. De ikke farvede felter svarer til fraktionernes mængde i Miljøprojekt nr. 868 – se fodnote 44.

Med 52 uger om året, og 150.000 enfamilieboliger og 100.000 husstande i etageboliger bliver den årlige mængde og sammensætning for området, som det fremgår af Tabel 50. For plast og metal er mængden opgjort i "emballage" hhv. "andet". Mængde og sammensætning er desuden opgjort for områder af 250.000 husstande, der alene omfatter enfamilieboliger hhv. etageboliger

Tabel 50 Mængde og sammensætning af affald fra område med 150.000 enfamilieboliger og 100.000 husstande i etageboliger – samt for områder bestående udelukkende af enfamilieboliger hhv. etageboliger.

	Papir	Pap	Plast		Metal		Glas	Organisk	Rest	I alt
			Emball	Andet	Emball	Andet				
Enfamilie (kg/hush/år)	162	25	33	6	16	4	38	302	135	720
Etage (kg/hush/år)	161	28	28	6	11	4	33	218	122	611
150.000 Enfamilie (ton/år)	24.320	3.783	4.860	824	2.346	550	5.638	45.373	20.234	107.928
100.000 Etage (ton/år)	16.122	2.751	2.756	550	1.135	427	3.308	21.807	12.244	61.100
Alle 250.000 (ton/år)	40.442	6.534	7.616	1.374	3.481	977	8.946	67.180	32.478	169.028
Andel af samlet mængde, %	23,9	3,9	4,5	0,8	2,1	0,6	5,3	39,7	19,2	100,0
250.000 Enfamilieboliger (ton/år)	40.533	4.585	8.100	1.373	3.910	917	9.397	75.622	33.723	179.880
Andel af samlet mængde, %	22,5	2,5	4,5	0,8	2,2	0,5	5,2	42,0	18,7	100,0
250.000 Etageboliger (ton/år)	40.305	6.878	6.890	1.375	2.838	1.068	8.270	54.518	30.610	152.750
Andel af samlet mængde, %	26,4	4,5	4,5	0,9	1,9	0,7	5,4	35,7	20,0	100,0

Bilag 3

Indsamlingseffektiviteter

Diskussion af de anvendte indsamlingseffektiviteter i "Miljøstyrelsens Idekatalog til øget genanvendelse af dagrenovation" fra 2011

Dette bilag er udarbejdet af Econet A/S

Idekataloget ⁵⁰ indeholder i Bilag 11 (enfamilieboliger) og Bilag 12 (etageboliger) en oversigt med en forventet effektivitet for indsamling af specifikke fraktioner for forskellige ordningstyper. I Idekataloget står, at de anførte effektiviteter er baseret på realistiske, ambitiøse resultater opnået gennem danske og udenlandske ordninger/forsøg. Idekataloget indeholder dog ingen konkrete referencer til sådanne ordninger.

Miljøstyrelsen har bedt Econet udarbejde et notat, hvori der henvises til hvilken indsamlingseffektivitet, der kan opnås i sådanne ordninger. Dette notat indeholder den ønskede dokumentation, idet der for hver ordningstype og fraktion bliver henvist til konkrete undersøgelser. Hvor sådanne ikke findes, argumenteres der for det foretagne valg af effektivitet ved at trække paralleller til sammenlignelige fraktioner.

Det kan være problematisk at beregne effektiviteten for indsamling af genanvendelige materialer. Det skyldes primært usikkerhed ved at fastlægge potentialet. For de genanvendelige papirkvaliteter er der gennem flere år blevet udarbejdet et kommunespecifikt potentiale. En lignende dansk opgørelse findes p.t. ikke for andre genanvendelige materialer. Hvis der foreligger bestemmelser af potentialet er de derfor normalt baseret på affaldsanalyser.

3.1 Effektivitet i Miljøstyrelsens Idekatalog

I Miljøstyrelsens Idekatalog er for enfamilieboliger anvendt en indsamlingseffektivitet, som fremgår af Tabel 51, mens der for etageboliger anvendt en indsamlingseffektivitet, som fremgår af Tabel 52.

3.2 Definition og opgørelse af ”potentiale”

Potentialet kan principielt opgøres efter mindst to forskellige metoder. Enten i forhold til hvad der tilgår husholdningerne og efterfølgende kan optræde som affald – dette potentiale er normalt baseret på en opgørelse af forsyningsmængden. Eller potentialet kan beregnes som summen af den givne affaldsfraktion i samtlige affaldsstrømme, der udgår fra husholdningerne – dette potentiale baseres på affaldsanalyser af de respektive affaldsstrømme.

⁵⁰ Idekatalog til øget genanvendelse af dagrenovation – sortering i to eller flere fraktioner. Miljøstyrelsen, 2011.

I Idekataloget er det valgt at se bredt på fraktionerne – hermed menes at medtage ”alt”, hvad der forfalder af de respektive fraktioner i husholdningen – og som naturligt forfalder som dagrenovation, hvilket vil sige undtaget større effekter, der mere naturligt er hjemhørende i storskraldsordninger o.l. Potentialet for papir samt emballagematerialer af pap, plast, glas og metal er baseret på forsyningsmængden. Den samlede affaldsmængde er siden normeret til den registrerede mængde dagrenovation inklusiv indsamlet papiraffald og glasaffald – dog er mængden fastholdt for de fraktioner, hvor der er fastlagt et potentiale ud fra forsyningsmængden. Det betyder, at mængden af andre fraktioner (f.eks. organisk affald, andet brændbart og andet ej brændbart) er justeret, så den samlede mængde dagrenovation svarer til den registrerede mængde.

Tabel 51 Indsamlingseffektivitet af udvalgte fraktioner i dagrenovation afhængig af den aktuelle indsamlingsordning. Enfamilieboliger. Procent af ”potentiale”.

		Kildesortering		Kildeopdeling		Kuber		På GBS	
		til GA	til rest	til GA	til rest	til GA	til rest	til GA	til rest
1	Papir	0,90	0,10	0,90	0,10	0,50	0,50	0,50	0,50
2	Pap og karton	0,60	0,40	0,60	0,40	0,10	0,90	0,10	0,90
3	Plastemballage	0,60	0,40	0,60	0,40	0,01	0,99	0,01	0,99
4	Andet af plast	0,40	0,60	0,40	0,60	0,01	0,99	0,01	0,99
5	Glasemballage	0,85	0,15	0,85	0,15	0,72	0,28	0,72	0,28
6	Metalemballage	0,80	0,20	0,80	0,20	0,10	0,90	0,10	0,90
7	Andet af metal	0,60	0,40	0,60	0,40	0,01	0,99	0,01	0,99
8	Organisk	0,70	0,30	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	1,00
9	Restaffald	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	1,00

Not a valid link.Kilde: Idekatalog til genanvendelse af dagrenovation – sortering i to eller flere fraktioner, Bilag 11. Miljøstyrelsen, 2011

Tabel 52 Indsamlingseffektivitet af udvalgte fraktioner i dagrenovation afhængig af den aktuelle indsamlingsordning. Etabelboliger. Procent af ”potentiale”.

		Kildesortering		Kildeopdeling		Kuber		På GBS	
		til GA	til rest	til GA	til rest	til GA	til rest	til GA	til rest
1	Papir	0,70	0,30	0,70	0,30	0,45	0,55	0,45	0,55
2	Pap og karton	0,50	0,50	0,50	0,50	0,10	0,90	0,10	0,90
3	Plastemballage	0,40	0,60	0,40	0,60	0,01	0,99	0,01	0,99
4	Andet af plast	0,30	0,70	0,30	0,70	0,00	1,00	0,00	1,00
5	Glasemballage	0,85	0,15	0,85	0,15	0,72	0,28	0,72	0,28
6	Metalemballage	0,60	0,40	0,60	0,40	0,10	0,90	0,10	0,90
7	Andet af metal	0,40	0,60	0,40	0,60	0,00	1,00	0,00	1,00
8	Organisk	0,50	0,50	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	1,00
9	Restaffald	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	1,00

Kildesortering: Kildesorteret affald består af én fraktion, f.eks. papir, der uden yderligere behandling kan føres til genanvendelse.

Kildeopdeling: Kildeopdelt affald består af en blandet fraktion (f.eks. karton/plast/-metal) opsamlet i samme rum/holder. Kildeopdelt affald gennemgår en mekanisk sortering, hvor affaldet sorteres ud i materialer inden disse afsættes til genanvendelse.

Til GA: leveret til genanvendelse

Til rest: indgår i dagrenovationens restaffald

Kilde: Idekatalog til genanvendelse af dagrenovation – sortering i to eller flere fraktioner, Bilag 11. Miljøstyrelsen, 2011

Idekatalogets opgørelse af potentialet blander således forsyningsmængde (papir og emballager), affaldsanalyser (organisk affald samt andet brændbart og ej brændbart affald) og registreret affaldsmængde. Denne fremgangsmåde giver ikke nødvendigvis den rette mængde og sammensætning – bl.a. fordi mængden af dagrenovationslignende affald fra erhverv som udgangspunkt indgår i den registrerede mængde dagrenovation, hvilket der ikke er korrigeret for.

I Idekataloget betragtes mængden af dagrenovation (inklusive papir og emballageglas), som værende inden for et lukket system. Det betyder, at mængde og sammensætning af ”dagrenovation” ikke ændres, når der indføres nye affaldsordninger. Dette er en tilsnigelse, idet en del af det pap, plast, metal, der afleveres på genbrugspladsen eller i en storskraldsordning, vil blive opsamlet i en henteordning, når en sådan bliver realiseret.

Idekataloget anvender et potentiale for papir, der medregner kvaliteter, der ikke ville kunne indsamles til reel genanvendelse (f.eks. tissuepapir ⁵¹). Skulle Idekatalogets potentiale opgøres i dag, ville der blive taget højde for dette forhold. For papir ligger den tilknyttede indsamlingseffektivitet for kubeindsamlet papiraffald noget lavere, end hvad der findes i tilsvarende kommunale ordninger, hvilket skyldes, at Idekataloget er baseret på et større potentiale end det der anvendes, når kommunerne normalt opgør indsamlingseffektivitet. Eftersom potentialet for papir i Idekataloget indeholder 14-16 % papir af en kvalitet, der ikke indsamles til genanvendelse, kan det være endog meget svært at opnå en indsamlingseffektivitet på 90 % for papir i ordninger baseret på kildesortering eller kildeopdeling. I forhold til at vurdere indsamlingseffektivitet af de givne ordninger, burde potentialet for papir have fulgt den samme opgørelsesmetode, der fremgår af Miljøprojekt nr. 1044 ⁵².

I dette notat defineres ”potentialet” af en given fraktion (papir, pap, plast, metal, glas eller organisk affald) som den mængde, der indsamles via de særlige indsamlingsordninger + den mængde af de samme fraktioner, som indsamles via restaffaldet (affaldssækken).

Der er tale om et pragmatisk valg af definition af potentiale i dette notat. Det er således ikke muligt at basere fastlæggelsen af et potentiale på anden måde, med mindre der anvendes helt andre opgørelsesmetoder.

3.3 Beregning af effektivitet

Effektiviteten for udsortering i Tabel 51 og Tabel 52 beregnes som den separat indsamlede mængde divideret med det her definerede potentiale.

Det skal bemærkes, at potentialet ikke nødvendigvis er lig den mængde, der findes i husstanden (husholdningsaffald) af den pågældende fraktion. Eksempelvis indgår den del af affaldet, der indsamles som storskrald, småt eller stort brændbart på genbrugspladsen ikke i dette potentiale. Det er kendt, at der optræder papir, pap og emballager af plast, metal og glas i disse affaldsstrømme/-fraktioner, der kunne indsamles til genanvendelse. Tilsvarende gælder for produkter af plast og metal, som kan forekomme i storskrald eller de brændbare fraktioner på genbrugspladsen. Selv organisk affald kan forekomme i de blandede brændbare storskraldsordninger.

⁵¹ Tissuepapir består af toiletpapir, køkkenrullepapir, servietter, papirlommetyrklæder ol. Kun en mindre del af toiletpapir vil forfalde som affald i dagrenovation.

⁵² Kortlægning af papir- og pappotentialet fra private husstande i 2003. Miljøprojekt nr.1044, Miljøministeriet 2005.

På genbrugspladsen bliver en del metalemballageaffald og andre små produkter fra husholdningen opsamlet under fraktionen ”jern og metal”. Også her gælder, at vi ikke eksakt kender mængden af ”småt metal” fra husholdninger. Og disse mængder kunne indsamles gennem andre, mere bolignære indsamlingsordninger, hvis sådanne var tilgængelige for husstanden. Tilsvarende gælder for plast og kartonemballager. Som tidligere nævnt, så betragtes ”dagrenovation” i Idekataloget som et lukket system – og der sker således ingen udveksling med andre affaldsstrømme.

Potentialet i dette notat er derfor et ”regneteknisk begrænset” potentiale, der omfatter den registrerede indsamlede mængde af den givne fraktion + den aktuelt forekommende mængde af samme fraktion i restaffaldet. Den sidstnævnte mængde kan bestemmes via lokale (eller eventuelt landsdækkende) affaldsanalyser af restaffaldets sammensætning.

Et mere fyldestgørende samlet teknisk potentiale fra ”husholdningerne” ville inkludere de omfattede affaldsfraktioner, som forekommer i affaldsstrømmene ’henteordninger for storskrald’ og genbrugspladsernes ’stort brændbart’, ’småt brandbart’ og ”metal”.

3.4 Indsamlingseffektivitet i udvalgte ordninger

Det er begrænset hvor mange undersøgelser, der sammenholder den indsamlede mængde af en given fraktion med mængden af den tilsvarende fraktion i dagrenovation. Og langt flertallet af denne type undersøgelser fokuserer på affald fra enfamilieboliger. Den generelle erfaring er, at sorteringseffektiviteten i etageboliger er lavere end i enfamilieboliger. For etageboliger findes der primært undersøgelser for indsamling af organisk affald.

Ved vurderingen af hvilken indsamlingseffektivitet, der kan opnås for emballagematerialer, er der skelet til, hvad der kan indsamles af papiraffald og glasemballageaffald, som man har stor erfaring med i Danmark. Indsamlingseffektiviteten er dog aldrig sat så højt, som det er tilfældet for papiraffald og glasemballageaffald i Idekataloget.

3.5 Papir

Flere kommuner har rapporteret, at de indsamler tæt på eller over potentialet for papir (potentiale eksklusiv tissuepapir). Kommuner, der har oplyst dette, har haft ordninger baseret på kildesortering eller kildeopdeling for enfamilieboliger. Denne oplysning er i Idekataloget anvendt til at sætte indsamlingseffektiviteten så højt som 90 % for enfamilieboliger og noget lavere nemlig 70 % for etageboliger.

Opfyldelse af den angivne sorteringseffektivitet i Idekataloget bør, som anført i afsnit 3.2 vurderes på grundlag af et papirpotentiale uden tissuepapir, fordi kommunerne måler deres effektivitet i forhold til dette papirpotentiale og dette måltal er anvendt (se fodnote 52). Papirpotentialet i Idekataloget er højere, dvs. inkl. tissuepapir, hvilket ville gøre målopfyldelse vanskelig.

For kubeindsamling er effektiviteten i Idekataloget anslået til 50 % for enfamilieboliger og 45 % for etageboliger. Denne relativt lave indsamlingseffektivitet – i forhold til kommunernes oplysninger – skyldes, at tissuepapir indgår i papirpotentialet i Idekataloget. Uden tissuepapir i papirpotentialet burde denne effektivitet være større i Idekataloget.

3.5.1 Papemballage

Transportemballager indgår ikke i potentialet i Idekataloget, fordi disse typisk indsamles via storskrald eller genbrugspladser, fordi disse emner er for store til at blive indsamlet via en normal dagrenovationsordning. Salgsemballager af pap og karton indsamles kun i begrænset omfang, og Idekataloget har anslået, at 10 % indsamles via genbrugspladser.

En svensk undersøgelse ⁵³ har vist, at ca. 30 % af papemballager blev indsamlet via henteordning fra enfamilieboliger, men i den svenske undersøgelse indgår mælkekartoner i fraktionen, mens dette ikke er tilfældet i det angivne pappotentiale i Idekataloget. Der er derfor valgt en højere indsamlingseffektivitet i Idekataloget med 60 % for enfamilieboliger og 50 % for etageboliger.

3.5.2 Plastemballager

Den svenske undersøgelse (jf. fodnote 53) fandt, at 43 % af de hårde plastemballager blev frasorteret som plastemballager, mens 57 % lå i restaffaldet. Da også andre ordninger kunne bruges til at aflevere plastemballager, blev det i Idekataloget valgt at sætte en effektivitet på 60 % for enfamilieboliger og 50 % for etageboliger.

Kommunerne har etableret ordninger for indsamling af plastemballager på genbrugspladser. Disse ordninger er meget lidt effektive og indsamler højst et par procent af potentialet. I Idekataloget er effektiviteten for denne type ordninger derfor sat til 1 % for såvel enfamilieboliger som etageboliger.

I dagrenovationen findes også noget "andet af plast". I Idekataloget er det forudsat, at en del heraf kan indsamles via en henteordning.

3.5.3 Glasemballager

Den svenske undersøgelse (jf. fodnote 53) viste en effektivitet på 92 % for glasemballager. I Idekataloget er det for glasemballage valgt at betragte enfamilieboliger og etageboliger samlet, og en effektivitet for kildesortering/kildeopdeling af glasemballager på 85 % for begge boligtyper vurderes at være realistisk.

Bringeordninger (kuber) for glasemballageaffald har været meget udbredt i Danmark. En vurdering af den indsamlede mængde i Vestforbrænding har vist 72 % effektivitet. I Idekataloget er anvendt 72 % for enfamilie- såvel som etageboliger.

3.5.4 Metalemballager

Den svenske undersøgelse (jf. fodnote 53) viste en indsamlingseffektivitet på 53 % for metalemballager. Det blev vurderet, at kapaciteten i indsamlingsordningen kunne være en begrænsning for at opnå større effektivitet. Derfor blev det i Idekataloget fastsat en effektivitet på 80 % for enfamilieboliger og 60 % for etageboliger.

Effektiviteten i bringeordninger er vanskelig at måle, men det skønnes, at ca. 10 % af husholdningernes metalemballageaffald ender på genbrugspladsen.

I dagrenovationen findes også noget "andet af (småt) metal". I Idekataloget er det forudsat, at en del heraf kan indsamles via en henteordning.

3.5.5 Organisk dagrenovation

Den svenske undersøgelse viste, at 87 % af det organiske affald fra enfamilieboliger blev indsamlet til genanvendelse (jf. fodnote 53, der refereres til andre svenske undersøgelser vedr. sorteringseffektivitet for organisk dagrenovation senere i nærværende notat).

⁵³ Undersøgelse af kildesorterede fraktioner og restaffald i affaldsordning med 2 stk. 4- rumsbeholdere ved enfamiliehuse. Alle fraktioner blev undersøgt via affaldsanalyser. Borgerne har herudover haft andre ordninger til at aflevere de kildesorterede fraktioner. Plockanalyse: 2 x 4 fraktioner i Lund, Rapport udarbejdet for Lunds Renhållningsverk. Econet 2005.

Et dansk fuldskalaforsøg ⁵⁴ med kildesortering og indsamling af organisk affald ved husstanden viste, at 57 % af det organiske affald blev indsamlet til genanvendelse i åben-lav bebyggelse – effektiviteten var noget lavere i tæt-lav bebyggelse med indsamling via affalds-øer. I etageboliger var indsamlingseffektiviteten 27 %. I dette fuldskalaforsøg blev anvendt papirposer til opsamling af organisk affald. Der blev generelt rapporteret om større indsamlingseffektivitet, når affaldet blev indsamlet i andre typer poser. I Idekataloget er effektiviteten vurderet til 70 % for enfamilieboliger og 50 % for etageboliger.

I det følgende refereres direkte til forskellige undersøgelser, der indeholder opgørelser over indsamlingseffektivitet i forskellige indsamlingsordninger. Hvis disse undersøgelser er afrapporteret før, at Idekataloget er udarbejdet (sommeren 2010), så vil resultaterne herfra indgå i Idekatalogets beregning af sorteringseffektivitet (jf. Tabel 51 og Tabel 52).

3.5.6 Dansk undersøgelse af papir fra husholdninger

Der foreligger danske opgørelser af potentialet for papir i henholdsvis 2003 og 2010 ⁵⁵. Mængden af papir er opgjort på kommuneniveau. Det vurderes, at usikkerheden på det beregnede potentiale for papir i husholdninger er mindre end en bestemmelse baseret på indholdet i restaffaldet – især fordi der er store lokale forskelle i papirpotentialet.

Idekataloget anvender et potentiale for papir, der bygger på potentialet fra 2003. Potentialet er justeret med ændringer for de mængdemæssigt mest betydende fraktioner (2005). Justeringerne bygger på oplysninger fra branchen. Endelig er potentialet for papir tillagt mængden af tissuepapir. Det sidste er sket, fordi Miljøstyrelsen på tidspunktet for udarbejdelsen af Idekataloget havde overvejet at lade tissuepapir indgå som en del af potentialet i EU's mål for indsamling af genanvendelige materialer i 2020.

Kommunerne har kunnet sammenligne den indsamlede mængde papir i kommunen med potentialet for kommunen. De fleste kommuner baserede tidligere deres indsamlingsordning for papiraffald på en bringeordning (kuber suppleret med genbrugspladsen). Enkelte kommuner kunne med denne ordning ikke leve op til den krævede indsamlingseffektivitet på 55 % ⁵⁶, men for de fleste kommuner kunne målet nås alene med bringeordninger. Da potentialet i Idekataloget indeholder 14-16 % tissuepapir mv. er indsamlingseffektiviteten for kuber i Idekataloget fastsat noget under indsamlingsmålet, og effektiviteten er sat til 50 % for enfamilieboliger og 45 % for etageboliger. Disse værdier i Idekataloget blev fastsat i dialog med Miljøstyrelsen, og effektiviteten er ansat lavere for etageboliger, fordi det erfaringsmæssigt er sværere at indsamle affald til genanvendelse fra etageboliger. Anvendes alene genbrugspladser og ikke kuber til papirindsamlingen, så er effektiviteten sat endnu lavere – igen pga. erfaringer på området.

Kommuner, der i de senere år har indført en henteordning for papiraffald, kan fortælle, at de har opnået en indsamlingseffektivitet tæt på eller endog over 100 % af potentialet for kommunen (tissuepapir indgår ikke i dette potentiale). En del af forklaringen herpå er, at opgørelsen af effektiviteten baseres på et potentiale, der er opstillet i 2003. I årene efter 2003 steg papirforbruget (flere reklamer, gratisaviser mv.) – men fra 2010 er potentialet faldet igen. Den samlede reduktion i papirmængden er faldet med 6 % fra 2003 til 2010 – dog med store lokale variationer.

⁵⁴ Fuldskalaforsøg i Hovedstadsområdet. Indsamling og bioforgasning af organisk dagrenovation. Miljøprojekt nr. 756. Miljøministeriet 2003. Samt bagvedliggende notater.

⁵⁵ Kortlægning af papir- og pappotentialet fra private husstande i 2003. Miljøprojekt nr. 1044, Miljøministeriet 2005. Kortlægning af papir- og pappotentialet fra private husstande i 2010, Miljøprojekt nr. 1411, Miljøministeriet 2012.

⁵⁶ Bekendtgørelse om affald, nr. 1415 fra 2011.

Affaldsanalyser viser, at selv i kommuner, der har indført henteordning for papir, ligger der "genanvendeligt" papir tilbage i restaffaldet. Econets erfaring viser, at for enfamilieboliger er der årligt 10-20 kg papir i restaffaldet (dagrenovation til forbrænding) i de kommuner, hvor henteordningen er mest effektiv. På den baggrund er det ikke urealistisk at sætte indsamlingseffektiviteten til 90 % for enfamilieboliger. For etageboliger skal der regnes med en lavere effektivitet (70 %).

3.5.7 Danske undersøgelser af plast, metal og glas

Potentialet for emballagematerialer i Idekataloget er fastlagt på grundlag af en forsyningsmængde, der bygger på en beregning i Miljøprojekt nr. 1328 ⁵⁷.

Plastaffald indsamles gennem henteordninger (ved husstanden) eller bringeordninger (kuber, genbrugsplads mv.).

I kuber er det normalt drikkevareemballage (både metal og hård plast), der indsamles. Mængden er generelt lille, og der findes ingen danske undersøgelser, der opgør mængde og effektivitet. Det er anslået, at indsamlingsmængden via kuber er max. 1 % af husholdningernes totale mængde af brugt plastemballage – effektiviteten for udsortering af drikkevareemballage af hård plast vil sandsynligvis være større, fordi produkttyperne er kendt fra andre emballagematerialer (glas og metal). Effektiviteten for andre emballager af plast til f.eks. kemisk-tekniske produkter og til fødevarer vurderes til gengæld at være lavere.

På genbrugspladser er det en mere blandet plastfraktion, der indsamles, og den længere afstand til opsamlingsstedet end for kuberne gør de indsamlede mængder mindre. Ud fra data fra forsyningsstatistikken og kommunale indsamlingsresultater på udvalgte genbrugspladser, vurderer Econet, at indsamlingseffektiviteten for plastemballage og plastfolier på genbrugspladser ligger på max. 1 %.

Frederiksberg Kommune har en indsamlingsordning for papir samt plast- og metalemballageraffald fra husholdninger, der indsamles i tre særskilte containere ude ved husstandene.

Glasemballageaffald indsamles i bringeordning (kuber i gademiljøet). I efteråret 2011 har Frederiksberg undersøgt effektiviteten af disse ordninger⁵⁸. Effektiviteten er beregnet ud fra to tilgange. For det første baseret på affaldsanalyse af restaffald (dagrenovation) og for det andet baseret på en beregning af forsyningsmængden af de respektive emballager fordelt på husholdninger og erhverv (oplysninger fra bl.a. Danmarks Statistik og brancheforeningerne). Tabel 53 viser effektiviteten beregnet ud fra de to metoder. Frederiksberg Kommune har næsten kun etageboliger (97 % af boligerne).

Tabel 53 Indsamlingseffektivitet for Frederiksberg kommune (% af potentiale).

Affaldsfraktion	Effektivitet beregnet på baggrund af affaldsanalyse (jf. afsnit 1.2)	Effektivitet beregnet på baggrund af forsyningsmængde
Plastemballage	22	12
Papemballage (salgsemballage)	45	58
Glasemballage	68	69
Metalemballage	52	25
Papir	64	75

⁵⁷ Vurdering af genanvendelsesmålsætninger i affaldsdirektivet. Miljøprojekt nr. 1328. Miljøministeriet 2010.

⁵⁸ Dagrenovation. Mængde og sammensætning. Effektivitet af ordninger. Frederiksberg, 2012. Udført af Econet.

Når effektiviteten af indsamling af papir ikke bliver større, skyldes det sandsynligvis, at der er tale om overvejende etageboliger.

Effektiviteten baseret på affaldsanalysen bygger på vådvægten i affaldet. Hvis der her blev regnet med tørvægten, ville den beregnede effektivitet sandsynligvis blive mindre.

På basis af disse erfaringer kan effektiviteten for udsortering af hård plastemballage i Tabel 52 (etageboliger) og sandsynligvis også i Tabel 51 (enfamilieboliger) være anslået for højt.

Hvidovre Kommune har i et forsøgsområde med enfamilieboliger målt effektiviteten af kildesorteret glas-, metal- og plastemballageaffald⁵⁹. Det er alene mængden af de pågældende emballagematerialer i restaffaldet (dagrenovation til forbrænding), der er blevet registreret før/efter forsøget. Mængden af metalemballager i dagrenovationen faldt med 20 % efter forsøget – stort set hele reduktionen skyldtes et fald i mængden af drikkevareemballager. Mængden af plastemballage faldt samlet med ca. 30 % efter forsøget – her var stor forskel på mængden af forskellige plastemballager før/efter.

3.5.8 Danske undersøgelser af organisk dagrenovation

I 2001 blev der gennemført et større dansk fuldskalaforsøg med indsamling og behandling af kildesorteret organisk dagrenovation i Storkøbenhavn. I den forbindelse blev der to gange gennemført affaldsanalyser af kildesorteret organisk dagrenovation og restaffald fra 17 områder á 50 husstande⁶⁰. Tre områder med åben-lav bebyggelse, tre områder med tæt-lav og 11 områder med etageboliger. Kildesorteret organisk dagrenovation blev opsamlet i papirposer.

Sorteringseffektiviteten i de to affaldsundersøgelser for forskellige boligtyper fremgår af Tabel 54.

Tabel 54 Sorteringseffektivitet af organisk dagrenovation for fire boligtyper. Fuldskalaforsøg, 2001. Kildesorteret andel af potentialet. Procent

Boligtype	Foråret 2001	Efteråret 2001
Enfamiliebolig, åben-lav	55	59
Enfamiliebolig, tæt-lav	39	28
Etagebolig uden skakt	28	24
Etagebolig med skakt	35	23

Den reelle sorteringseffektivitet må antages at være større end anført herover. Det skyldes, at der sker en betydelig afdampning (indtørring) af organisk dagrenovation, når det opsamles i en papirpose, mens restaffald opsamles i en plastpose.

Årsagen til, at effektiviteten for de fleste boligtyper faldt fra forårets til efterårets undersøgelse, kendes ikke.

I foråret 2011 blev der blandt enfamilieboliger i Frederikssund gennemført en undersøgelse af dagrenovationens sammensætning – kildesorteret dagrenovation hhv. restaffald. Borgerne vælger selv, hvorledes affaldet skal opsamles. Undersøgelsen omfattede ca. 200 husstande⁶¹ og viste, at ud af 5,2 kg organisk dagrenovation, sorterede borgerne 3,4 kg som organisk dagrenovation. Det svarer til en sorteringseffektivitet på 65 %.

⁵⁹ Affaldsanalyse – Restaffaldet. Hvidovre Kommune 2011. Udført af Econet.

⁶⁰ Sorteringseffektivitet i fuldskalaforsøg, Notat for Rambøll udarbejdet af Econet, 2002. Notatet har dannet grundlag for dele af indholdet i Fuldskalaforsøg i Hovedstadsområdet. Indsamling og bioforgasning af organisk dagrenovation. Miljøprojekt nr. 756, Miljøministeriet, 2003.

⁶¹ Genanvendelige materialer i dagrenovation fra haveboliger i Vestforbrændings oplandskommuner, rapport udarbejdet for Vestforbrænding, Econet, 2011.

I efteråret 2011 blev der gennemført en lignende undersøgelse blandt enfamilieboliger i Gribskov ⁶². 42 % af den indsamlede dagrenovation (beholdere) bestod af organisk dagrenovation. 77 % af potentialet blev opsamlet som kildesorteret organisk dagrenovation, men 23 % blev opsamlet sammen med restaffaldet. Altså en effektivitet på 77 %.

Effektiviteten i de to sidstnævnte undersøgelser udgør i gennemsnit ca. de 70 %, som er anvendt i Tabel 51.

Fra den senest refererede undersøgelse blev også den indsamlede del af organisk dagrenovation fra etageboliger undersøgt i to andre kommuner, Frederikssund og Halsnæs. Her var det alene mængden af indsamlet organisk dagrenovation, der blev undersøgt. Mængden af organisk dagrenovation indsamlet som organisk dagrenovation i de to områder udgjorde 1,7 hhv. 2,1 kg pr. husstand pr. uge. Det svarer til en indsamlingseffektivitet på 40-50 % for etageboliger, og den høje ende af dette interval svarer til effektiviteten anført i Tabel 52.

Holbæk, Kalundborg og Odsherred kommuner er i gang med at undersøge sorteringseffektivitet for deres indsamlingsordning for organisk dagrenovation (foråret 2012). Det drejer sig om enfamilieboliger, etageboliger og sommerhuse. Ikast-Brande Kommune planlægger ligeledes at undersøge effektiviteten af deres ordning.

Idekataloget opererer med, at en del af det affald, der indsamles som organisk dagrenovation frasorteres på anlægget, inden affaldet indgår i den biologiske behandling. Effektiviteten på anlægget er af operatør oplyst til at være 25 % som gennemsnit for det modtagne affald fra en række kommuner. Kommunerne havde kun i få tilfælde arbejdet for at opnå højere renhed af det kildesorterede affald, fordi urenheder ikke udgør et problem for håndteringen på behandlingsanlægget. Andelen, der frasorteres på anlægget for en konkret kommune vil være afhængig af systemet på det konkrete biologiske affaldsbehandlingsanlæg samt af renheden af det indsamlede organisk dagrenovation fra de konkrete kommuner.

3.5.9 Udenlandske undersøgelser af genanvendelige materialer

Lund Kommune i Sverige undersøgte i 2004 sammensætningen af restaffald og 8 kildesorterede fraktioner ⁶³. De 8 fraktioner var haveaffald, hård plastemballage, farvet glasemballage, klar plastemballage, papir, metalemballage, papemballage og organisk dagrenovation.

Sorteringseffektiviteten for de respektive materialefraktioner fra enfamilieboliger var:

Hård plastemballage:	43 %
Glasemballage:	92 %
Papir:	72 %
Metalemballage:	53 %
Papemballage:	29 %

Indsamlingseffektiviteten af indsamlingsordninger for papemballage er blot halvt så stor som anført i Tabel 51. Der er således belæg for at antage, at det kan være svært at nå den effektivitet, der er anført i Idekataloget for pap. Det skal dog bemærkes, at den svenske undersøgelse medtager f.eks. karton til fødevarer, mælk mv., og disse affaldstyper indgår normalt ikke i sorteringsvejledningerne for pap i Danmark.

Effektiviteten for plastemballage og metalemballage ligger henholdsvis 17 og 27 procentpoint under den effektivitet, der er anvendt i Idekataloget, jf. Tabel 51.

⁶² Kvalitet af organisk dagrenovation. Undersøgelse af organisk dagrenovation fra 6 områder i Egedal, Frederikssund, Gribskov og Halsnæs. Econet 2012.

⁶³ Plockanalys: 2 x 4 fraktioner i Lund, Rapport udarbejdet for Lunds Renhållningsverk. Econet 2005.

Undersøgelsen fra Lund i 2004 omfattede også organisk dagrenovation (opsamlet i papirposer). Effektiviteten i forhold til, hvad der blev fundet af organisk dagrenovation i restaffaldet blev bestemt til 87 %. Det er en meget høj indsamlingseffektivitet for organisk dagrenovation, især fordi den organiske dagrenovation blev opsamlet i papirposer. Vand i affaldet kan bedre fordampe fra affaldet, hvis det er opsamlet i en papirpose i stedet for en plastpose, og fordampning må derfor antages at have reduceret den registrerede indsamlede mængde, og den reelt opnåede effektivitet var derfor måske endnu større. Resultat ligger over det niveau, der fremgår af Tabel 51.

I Tyskland indsamles 48 % af plastemballage fra enfamilieboliger til genanvendelse ⁶⁴.

Avfall Sverige har samlet svenske erfaringer med udsortering af affaldsanalyser ⁶⁵. Det er ikke umiddelbart muligt ud fra den sammenfattende rapport at vurdere indsamlingseffektiviteten for udsortering af genanvendelige materialefraktioner i dagrenovation, men for kildesorteret, organisk dagrenovation er effektiviteten beregnet til 77 % for enfamilieboliger og 46 % fra etageboliger.

Projektgruppen bag Idekataloget har rettet henvendelse til producenter og operatører af centrale sorteringsanlæg samt eksperter, der dagligt arbejder med denne problematik, og har herigennem indhentet oplysninger om hvilken effektivitet, der kan forventes på de centrale sorteringsanlæg. Dette gælder både anlæg til optisk sortering og anlæg til sortering af tørre kildeopdelte fraktioner såvel som anlæg til sortering af blandet dagrenovation. De oplyste effektiviteter fra disse anlæg/kilder er anvendt i Idekataloget.

3.6 Forslag til revideret effektivitet mv.

Med udgangspunkt i de erfaringer og resultater af forskellige affaldsundersøgelser, som i dag er tilgængelige, er det Econets vurdering, at en fornyet gennemgang af Idekatalogets opstillede potentialer og inddamlingseffektiviteter vil medføre justeringer for flere af fraktionerne.

3.6.1 Potentialet for papir

Potentialet for papir i Idekataloget er beregnet inklusive tissuepapir mv. Det foreslås at opgøre potentialet alene som de papirkvaliteter, der i dag indsamles med henblik på traditionel genanvendelse af papir til nye papirprodukter. Det ville betyde, at det angivne papirpotentiale i Idekataloget skulle nedjusteres fra 446.000 ton til 383.000 ton for landet som helhed. Det er dette potentiale, der fremgår af den særlige kortlægning (se fodnote 55), der som allerede nævnt er blevet opdateret siden Idekatalogets udarbejdelse.

Mængden af tissuepapir i dagrenovationen vil naturligt indgå i potentialet for organisk affald. Dette er ikke tilfældet i Idekataloget, og på den baggrund bør fordelingen mellem affaldsfraktionerne revurderes.

3.6.2 Effektivitet for indsamling af genanvendelige fraktioner

Generelt vil der være behov for at få potentialet for emballagematerialer og andet af plast og metal vurderet – enten gennem opgørelse af forsyningsmængden eller affaldsanalyser eller en kombination heraf.

Så længe potentialet ikke er bedre kortlagt end tilfældet er, så er det svært at bestemme effektiviteten ved indsamling af de genanvendelige materialer - herunder også at vurdere muligheden for at en affaldsfraktion kan "vandre" til dagrenovation fra en anden affaldsstrøm. De foreslåede effektiviteter skal derfor betragtes som et bedste bud.

⁶⁴ Best practise Tyskland – genanvendelse af plast. Københavns Kommune, notat, marts 2012.

⁶⁵ Nationell kortlægning af plockanalyser av hushållens kärl- och säckavfall. Avfall Sverige, Rapport U2011:04

3.6.2.1 Papir

Med et mindre potentiale for papir (eksklusiv tissuepapir mv.), så vil indsamlingseffektiviteten på 90 % for enfamilieboliger og 70 % for etageboliger blive bibeholdt i henteordninger (kildesortering og kildeopdeling). Til gengæld skulle effektiviteten for indsamling af papir i bringeordninger (kuber) sættes op fra 50 til 58 % for enfamilieboliger og fra 45 til 53 % for etageboliger.

3.6.2.2 Kartonemballage

For kartonemballage betragtes de Tabel 51 og Tabel 52 anførte effektiviteter, som p.t. bedste bud.

3.6.2.3 Plastemballage

For plastemballage er der behov for en definition af hvilke typer og kvaliteter, der skal indgå i definitionen af plastemballage. I Idekatalogets definition indgår alle hårde emballager, hvilket betyder, at potentialet er sat højt i forhold til hvilke kvaliteter, der indsamles i nogle af de etablerede kommunale indsamlingsordninger for plastemballage. Plastemballage omfatter kun hård plast.

På Frederiksberg (overvejende etageboliger) har man indsamlet 12-25 % af potentialet afhængig af hvorledes potentialet bestemmes. Det må antages, at en indsamlingseffektivitet på 25 % kan opnås for etageboliger, men så skal potentialet for indsamling af plastemballage måske sættes lavere end Idekataloget gør. Bibeholdes en meget bred definition af "plastemballage", så skal effektiviteten sandsynligvis justeres nedad.

For enfamilieboliger vil en indsamlingseffektivitet på 40-45 % være realistisk at opnå. Effektiviteten vil dog altid afhænge af sorteringsvejledningen – hvilke emballagetyper tages med (drikkevareemballager, emballager til kemisk-tekniske produkter, tørre/afsmittende fødevarer, ...), hvilke kvaliteter (PP, HDPE, PS, ...) og hvilken (u)renhed kan accepteres.

I bringeordninger opnås generelt en meget lille effektivitet. Undtagelsen vil være, hvis det alene er drikkevareemballager, der indsamles sammen med andre drikkevareemballager i f.eks. kuber. Her kan der opnås langt større effektivitet, fordi der allerede er etableret en ordning for indsamling af drikkevareemballager.

3.6.2.4 Andet af plast

Der foreligger ikke undersøgelser af effektivitet for indsamling af andet af plast. Det skønnes dog, at effektiviteten af en ordning vil være mindre end for hård plastemballage. I henteordninger foreslås det at regne med en effektivitet på 15 % for etageboliger og 30 % for enfamilieboliger. I bringeordninger regnes med samme effektivitet som for plastemballage.

Plastfolier kan også være en del af den plast, der kan indsamles fra husholdninger.

3.6.2.5 Glasemballage

Der foreligger ikke nyere opgørelser over indsamling af glasemballage, som rykker ved antagelserne om indsamlingseffektivitet for glas.

Det betyder, at indsamlingseffektiviteten for glas er den samme for enfamilieboliger og etageboliger. Det er normalt muligt at opnå en højere effektivitet for enfamilieboliger end for etageboliger – derfor kan det overvejes at justere indsamlingseffektiviteten for én eller begge boligtyper.

3.6.2.6 Metalemballage

I Frederiksberg kommune (overvejende etageboliger) har man indsamlet 25% henholdsvis 52 % af potentialet afhængig af hvorledes potentialet bestemmes. Det må antages, at en indsamlingseffektivitet på ca. 50 % kan opnås for etageboliger. For enfamilieboliger vil en indsamlingseffektivitet på 60 % være realistisk at opnå.

I bringeordninger opnås generelt en noget mindre effektivitet. På genbrugspladser er der tradition for at indsamle metal – herunder emballage. Det er ikke urealistisk at antage, at 10 % af det metal(emballage), der potentielt kunne forfalde i dagrenovationen allerede i dag bliver indsamlet på genbrugspladsen. Det vil bringe indsamlingseffektiviteten for metalemballage og ”andet af metal” op på 10 % for både enfamilieboliger og etageboliger.

3.6.2.7 Andet af metal

Der foreligger ingen undersøgelser, der dokumenterer effekten af indsamling af andet af metal fra husholdninger. Det antages, at effektiviteten i henteordninger kan være ca. 10 procentpoint lavere end for henteordninger for metalemballage. Mængden af ”andet af metal”, der kan indsamles gennem en henteordning kan sandsynligvis godt stige markant - forholdet er blot, at en del af denne stigning stammer fra ”andre affaldsstrømme” som f.eks. storskraldsindsamling eller metalcontaineren på genbrugspladsen. Disse vandringer fra andre affaldsstrømme indgår ikke i Idekataloget.

3.6.2.8 Effektivitet for indsamling af organisk dagrenovation

Effektiviteten for indsamling af organisk dagrenovation fra enfamilieboliger kan på baggrund af bl.a. de seneste, svenske undersøgelser (se fodnote 65) sættes op til 75 %. Den svenske undersøgelse refererer også til en indsamlingseffektivitet på 46 % for etageboliger, mens de bedste danske undersøgelser angiver en indsamlingseffektivitet på ca. 50 %. Forslag til indsamlingseffektivitet for organisk dagrenovation er 75 % for enfamilieboliger og 50 % for etageboliger.

3.6.3 Revideret oversigt over indsamlingseffektivitet

I Tabel 55 og Tabel 56 er – baseret på tilgængelige undersøgelser – vist forslag til revideret indsamlingseffektivitet for Idekatalogets fraktioner.

Tabel 55 Forslag til revideret indsamlingseffektivitet af udvalgte fraktioner i dagrenovation. Enfamilieboliger. Procent af ”potentiale”.

Fraktion	Kildesortering		Kildeopdeling		Kuber		Genbrugsplads	
	til GA	til rest	til GA	til rest	til GA	til rest	til GA	til rest
Papir	0,90	0,10	0,90	0,10	0,58	0,42	0,58	0,42
Karton	0,60	0,40	0,60	0,40	0,10	0,90	0,10	0,90
Plastemballage	0,45	0,55	0,45	0,55	0,01	0,99	0,01	0,99
Andet af plast	0,30	0,70	0,30	0,70	0,01	0,99	0,01	0,99
Glasemballage	0,85	0,15	0,85	0,15	0,72	0,28	0,72	0,28
Metalemballage	0,60	0,40	0,60	0,40	0,10	0,90	0,10	0,90
Andet af metal	0,50	0,50	0,50	0,50	0,10	0,90	0,10	0,90
Organisk affald	0,75	0,25	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	1,00
Restaffald	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	1,00

Tabel 56 Forslag til revideret indsamlingseffektivitet af udvalgte fraktioner i dagrenovation. Etageboliger. Procent af "potentiale".

Fraktion	Kildesortering		Kildeopdeling		Kuber		Genbrugsplads	
	til GA	til rest	til GA	til rest	til GA	til rest	til GA	til rest
Papir	0,70	0,30	0,70	0,30	0,52	0,48	0,52	0,48
Karton	0,50	0,50	0,50	0,50	0,10	0,90	0,10	0,90
Plastemballage	0,25	0,75	0,25	0,75	0,01	0,99	0,01	0,99
Andet af plast	0,15	0,85	0,15	0,85	0,01	0,99	0,01	0,99
Glasemballage	0,85	0,15	0,85	0,15	0,72	0,28	0,72	0,28
Metalemballage	0,50	0,50	0,50	0,50	0,10	0,90	0,10	0,90
Andet af metal	0,40	0,60	0,40	0,60	0,10	0,90	0,10	0,90
Organisk affald	0,50	0,50	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	1,00
Restaffald	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	1,00	0,00	1,00

De anførte effektiviteter dækker alene borgernes sortering i hente-/bringesystemer. Såfremt en sådan ordning kombineres med en mekanisk sortering af en tør restfraktion, så kan systemets samlede effektivitet blive større.

Bilag 4

Systembeskrivelse

4.1 Scenarievis beskrivelse af ordninger

Beholderstørrelser op til 370 liter er tohjulede. Fra 370 – 1.000 liter er det firehjulede beholdere.

Tømningsfrekvensen er anført som det årlige antal tømninger – 52 tømninger svarer således til ugentlig tømning, 26 tømninger til 14-dages tømning og 13 til tømning hver 4. uge.

Generelt forudsættes 200 husstande at dele en kube til glas eller papir.

Beskrivelsen af indsamlingsordningerne er baseret på tabeller, der for hvert scenarie og for hver fraktion beskriver relevante data for opsamlingsmateriel og tømning. For opsamlingsmateriellet beskrives hvor mange fraktioner der indsamles i hver beholder og hvis beholderen er opdelt beskrives, hvor mange fraktioner der indsamles i hvert rum.

Tabel 57 Detaljer omkring forskellig type materiel anvendt i scenarierne.

	Størrelse	Pris	Vedligehold	Vedligehold	Levetid	Tømningspris
	liter	kr/spand	% af nypris	kr/spand/år	år	kr/tømning
PapirKube	2.500	5.500	4%	220	10	100
GlasKube	2.500	6.000	4%	240	10	100
140L	140	190	4%	8	10	12,00
190L	190	220	4%	9	10	13,00
240L	240	240	4%	10	10	14,00
240L 2rum	240	350	4%	14	10	15,00
240L pose	240	240	4%	10	10	14,37
370L 4rum	370	1.100	4%	44	10	22,00
400L	400	800	4%	32	10	22,00
660L	660	900	4%	36	10	23,00
660L pose	660	900	4%	36	10	23,60

Tabel 58 Tømningsfrekvenser i de forskellige scenarier (antal tømninger/beholder/år)

Tømningsfrekvenser, antal/år	Enfamiliehuse				Etageboliger			
	Papir	Materialer	Biologisk	Rest	Papir	Materialer	Biologisk	Rest
Scenario 1				52				52
Scenario 2A+F	13		26	26	26		52	52
Scenario 3A+F	13	13	26	26	26	13	52	52
Scenario 4	13	13		26	26	13		52
Scenario 5A+F	13	13	26	26	26	13	52	52
Scenario 6A+F	13	13	26	26	26	13	52	52
Scenario 7	13	13		26	26	13		52
Scenario 2Z	26	26	26	26	52	52	52	52
Scenario 3Z	26	26	26	26	52	52	52	52

Note: Glaskuber er ikke vist, men her tømmes hver uge i alle scenarier.

Tabel 59 Deling af beholdere i de forskellige scenarier (antal husstande/beholder)

Deling af beholdere husstande/beholder	Enfamliehuse				Etageboliger			
	Papir	Materialer	Biologisk	Rest	Papir	Materialer	Biologisk	Rest
Scenario 1				1				7
Scenario 2A+F	1		1	1	15		8	8
Scenario 3A+F	1	1	1	1	15	43	9	9
Scenario 4	1	1		1	15	43		8
Scenario 5A+F	1	1	1	1	15	22	9	9
Scenario 6A+F	1	1	1	1	15	22	9	9
Scenario 7	1	1		1	15	22		8
Scenario 2Z	1	1	1	1	6	6	6	6
Scenario 3Z	1	1	1	1	6	6	6	6

Tabel 60 Beholdertype i de forskellige scenarier for de respektive fraktioner

	Enfamliehuse			Etageboliger			
	Papir	Materialer	Rest / org.	Papir	Materialer	Bio	Rest
Scenario 1	Kube		140L 1rum	Kube			660L
Scenario 2 A+F	140L 1 rum		240L 2rum	660L		400 L	660L
Scenarie 3 A+F	370L 4rum		240L 2rum	660L	660L*	400 L	660L
Scenarie 4	370L 4rum		240L 1 rum	660L	660L*		660L
Scenario 5 A+F	240L 2rum		240L 2rum	660L	660L	400 L	660L
Scenario 6 A+F	240L 2rum		240L 2rum	660L	660L	400 L	660L
Scenario 7	240L 2rum		240L 1rum	660L	660L		660L
Scenario 2Z	240L 1rum			660L 1rum			
Scenario 3Z	240L 1rum			660L 1rum			

4-kammerbeholder indeholder i hvert sit rum papir, karton, plast og metal

2 rums 240 literbeholder fyldes således: Rum 1 - papir,. Rum 2 - karton, plast og metal

4.2 Affaldsflows for de enkelte scenarier

I Tabel 61, Tabel 62 og Tabel 63 ses affaldsflow for alle scenarier i de forskellige oplande.

Tabel 61 Affaldsflow for 250.000 blandede boliger i et opland

		1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Samlet mængde husholdningsaffald	ton/år	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028
Affald indsamlet	ton/år	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028
* heraf til genanvendelse	ton/år	28.930	39.615	39.615	39.615	48.886	48.886	48.886	48.886	48.886	48.886	48.886	48.886	48.886
* heraf til bio behandling	ton/år	0	48.416	48.416	48.416	48.416	48.416	48.416	0	48.416	48.416	48.416	48.416	0
* heraf til rest behandling	ton/år	140.098	80.998	80.998	80.998	71.726	71.726	71.726	120.142	71.726	71.726	71.726	71.726	120.142
Indsamlet på storskraldsordning	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Indsamlet med genbrugsstationer	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Affald behandlet	ton/år	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028	169.028
Materialer solgt til genanvendelse	ton/år	32.274	42.958	42.958	41.299	50.414	50.414	48.383	50.414	56.178	56.178	49.356	49.356	49.356
- heraf senere frasorteret til forbrænding	ton/år	3.695	5.298	5.298	5.049	6.447	6.447	6.141	6.447	5.298	5.298	5.298	5.298	5.298
Bio-behandlet mængde	ton/år	0	48.416	35.947	46.052	48.416	35.947	46.052	0	48.416	35.947	48.416	35.947	0
- heraf reject efter biobehandling	ton/år	0	5.318	0	5.109	5.318	0	5.109	0	5.318	0	5.318	0	0
Forbrændt mængde	ton/år	140.098	86.316	93.467	90.129	77.044	84.195	81.321	120.142	70.294	77.445	78.193	85.344	121.290
- heraf slaggemetal solgt	ton/år	3.344	3.344	3.344	3.344	1.528	1.528	1.619	1.528	541	541	1.619	1.619	1.619
Affald sorteret	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kildesorterede materialer	ton/år	28.930	39.615	39.615	6.441	48.886	48.886	6.441	48.886	39.615	39.615	39.615	39.615	39.615
- hentet på bopæl	ton/år	0	33.173	33.173	0	42.445	42.445	0	42.445	33.173	33.173	33.173	33.173	33.173
- fra kubeordninger	ton/år	28.930	6.441	6.441	6.441	6.441	6.441	6.441	6.441	6.441	6.441	6.441	6.441	6.441
Sorteret med posesortering	ton/år	0	0	0	162.587	0	0	162.587	0	0	0	0	0	0
- heraf afsat til genanvendelse	ton/år	0	0	0	31.515	0	0	40.323	0	0	0	0	0	0
- heraf afsat til biobehandling	ton/år	0	0	0	46.052	0	0	46.052	0	0	0	0	0	0
- heraf frasorteret til forbrænding	ton/år	0	0	0	85.020	0	0	76.212	0	0	0	0	0	0
Sorteret med tør rest sortering	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	71.726	71.726	0	0	0
- heraf afsat til genanvendelse	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	7.899	7.899	0	0	0
- heraf frasorteret til forbrænding	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	63.827	63.827	0	0	0
Samlet mængde sorteret med PPM	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	9.272	9.272	9.272	9.272	9.272
- heraf afsat til genanvendelse	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	8.123	8.123	8.123	8.123	8.123
- heraf frasorteret til forbrænding	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	1.149	1.149	1.149	1.149	1.149
Affald genanvendt	ton/år	28.578	80.758	73.607	77.193	87.065	79.914	83.185	43.967	93.977	86.826	87.156	80.005	44.058
Biologisk behandling	ton/år	0	43.098	35.947	40.943	43.098	35.947	40.943	0	43.098	35.947	43.098	35.947	0
Materialer solgt til genanvendelse	ton/år	32.274	42.958	42.958	41.299	50.414	50.414	48.383	50.414	56.178	56.178	49.356	49.356	49.356
- heraf senere frasorteret til forbrænding	ton/år	3.695	5.298	5.298	5.049	6.447	6.447	6.141	6.447	5.298	5.298	5.298	5.298	5.298
Genanvendelsesandel	%	17%	48%	44%	46%	52%	47%	49%	26%	56%	51%	52%	47%	26%
Brændværdi af forbrændt affald	GJ/ton	9,0	10,3	9,9	10,3	9,6	9,2	9,7	7,7	9,2	8,8	9,8	9,4	7,8

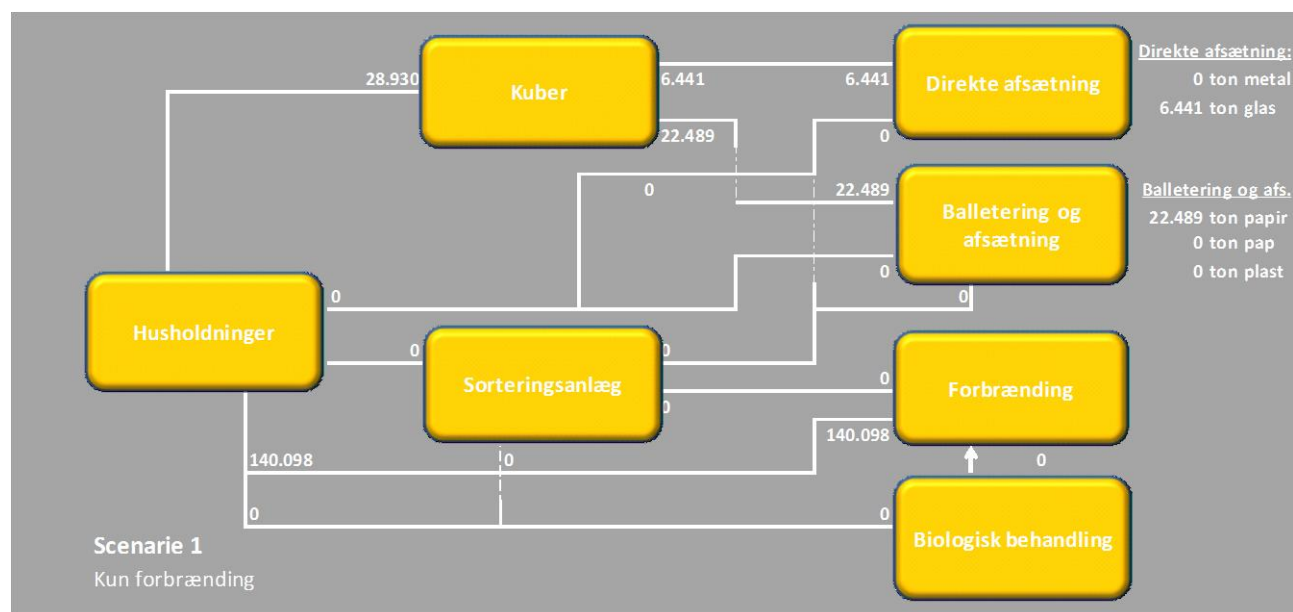
Tabel 62 Affaldsflow for et opland med 250.000 enfamiliebolig-husstande

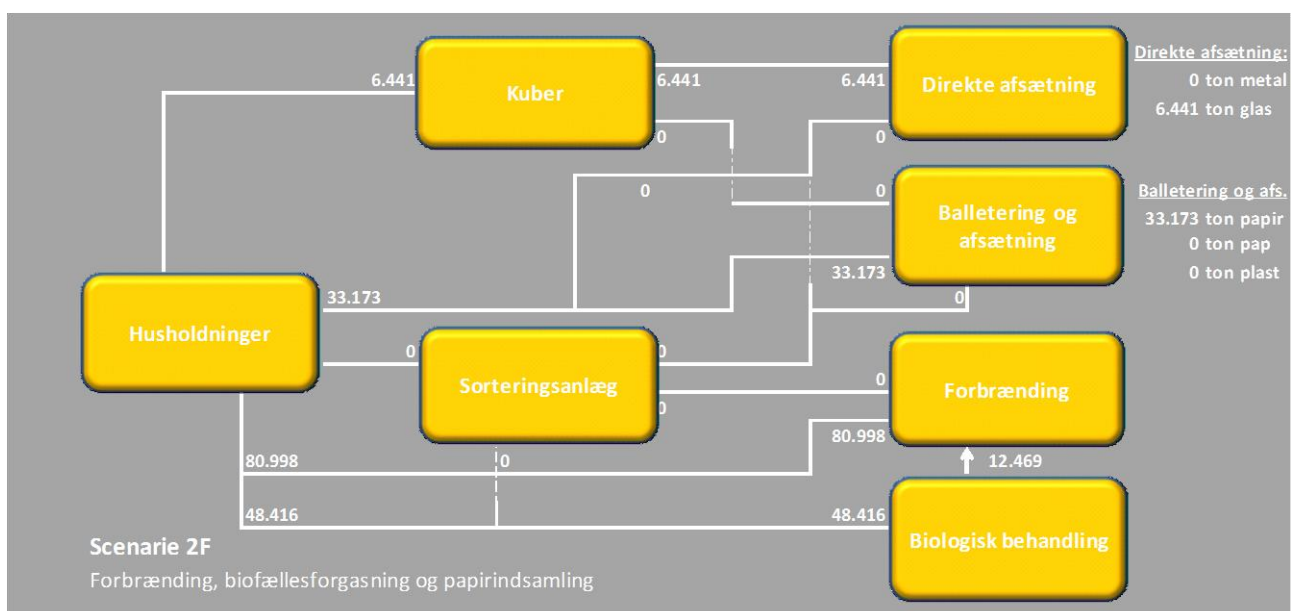
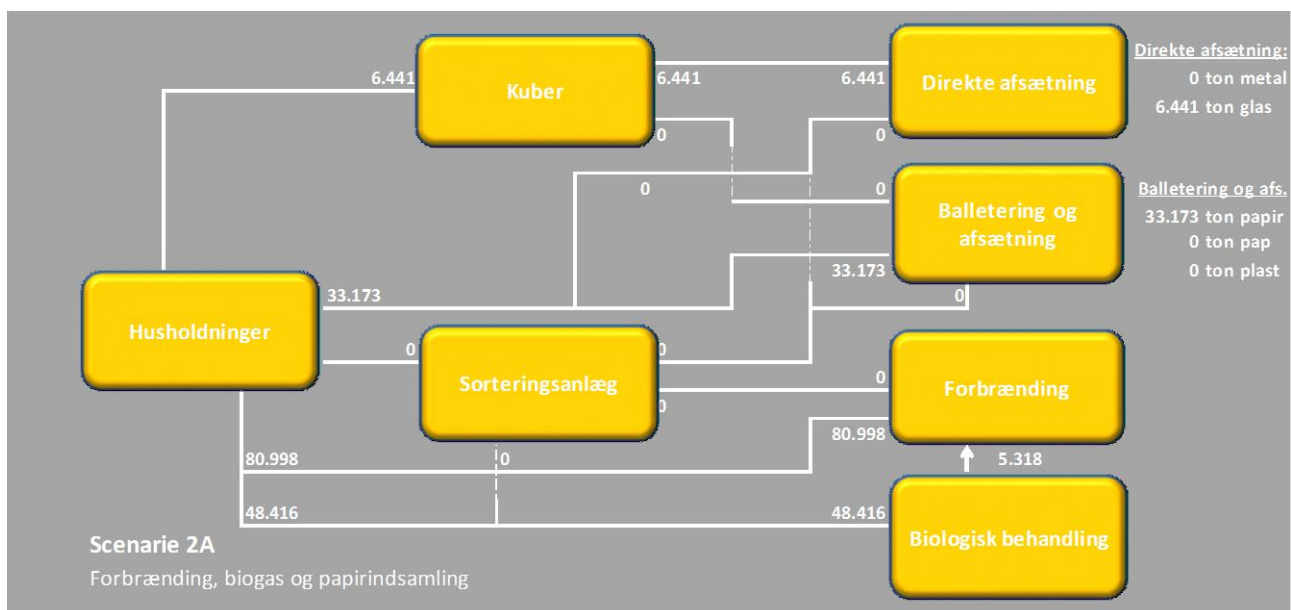
		1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Samlet mængde husholdningsaffald	ton/år	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880
Affald indsamlet	ton/år	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880
* heraf til genanvendelse	ton/år	30.275	43.246	43.246	43.246	53.890	53.890	53.890	53.890	53.890	53.890	53.890	53.890	53.890
* heraf til bio behandling	ton/år	0	60.285	60.285	60.285	60.285	60.285	60.285	0	60.285	60.285	60.285	60.285	0
* heraf til rest behandling	ton/år	149.605	76.349	76.349	76.349	65.705	65.705	65.705	125.990	65.705	65.705	65.705	65.705	125.990
Indsamlet på storskraldsordning	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Indsamlet med genbrugsstationer	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Affald behandlet	ton/år	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880	179.880
Materialer solgt til genanvendelse	ton/år	33.895	46.866	46.866	45.042	55.407	55.407	53.156	55.407	59.596	59.596	54.196	54.196	54.196
- heraf senere frasorteret til forbrænding	ton/år	3.865	5.810	5.810	5.537	7.126	7.126	6.787	7.126	5.810	5.810	5.810	5.810	5.810
Bio-behandlet mængde	ton/år	0	60.285	45.373	57.330	60.285	45.373	57.330	0	60.285	45.373	60.285	45.373	0
- heraf reject efter biobehandling	ton/år	0	5.995	0	5.754	5.995	0	5.754	0	5.995	0	5.995	0	0
Forbrændt mængde	ton/år	149.605	82.344	91.261	86.883	71.700	80.617	76.771	125.990	66.555	75.472	73.016	81.933	127.306
- heraf slaggemetal solgt	ton/år	3.620	3.620	3.620	3.620	1.517	1.517	1.622	1.517	561	561	1.622	1.622	1.622
Affald sorteret	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kildesorterede materialer	ton/år	30.275	43.246	43.246	6.766	53.890	53.890	6.766	53.890	43.246	43.246	43.246	43.246	43.246
- hentet på bopæl	ton/år	0	36.480	36.480	0	47.124	47.124	0	47.124	36.480	36.480	36.480	36.480	36.480
- fra kubeordninger	ton/år	30.275	6.766	6.766	6.766	6.766	6.766	6.766	6.766	6.766	6.766	6.766	6.766	6.766
Sorteret med posesortering	ton/år	0	0	0	173.114	0	0	173.114	0	0	0	0	0	0
- heraf afsat til genanvendelse	ton/år	0	0	0	34.656	0	0	44.768	0	0	0	0	0	0
- heraf afsat til biobehandling	ton/år	0	0	0	57.330	0	0	57.330	0	0	0	0	0	0
- heraf frasorteret til forbrænding	ton/år	0	0	0	81.128	0	0	71.016	0	0	0	0	0	0
Sorteret med tør rest sortering	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	65.705	65.705	0	0	0
- heraf afsat til genanvendelse	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	6.461	6.461	0	0	0
- heraf frasorteret til forbrænding	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	59.244	59.244	0	0	0
Samlet mængde sorteret med PPM	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	10.644	10.644	10.644	10.644	10.644
- heraf afsat til genanvendelse	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	9.328	9.328	9.328	9.328	9.328
- heraf frasorteret til forbrænding	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	1.316	1.316	1.316	1.316	1.316
Affald genanvendt	ton/år	30.030	95.346	86.428	91.081	102.570	93.653	97.944	48.280	108.076	99.159	102.676	93.758	48.385
Biologisk behandling	ton/år	0	54.290	45.373	51.576	54.290	45.373	51.576	0	54.290	45.373	54.290	45.373	0
Materialer solgt til genanvendelse	ton/år	33.895	46.866	46.866	45.042	55.407	55.407	53.156	55.407	59.596	59.596	54.196	54.196	54.196
- heraf senere frasorteret til forbrænding	ton/år	3.865	5.810	5.810	5.537	7.126	7.126	6.787	7.126	5.810	5.810	5.810	5.810	5.810
Genanvendelsesandel	%	17%	53%	48%	51%	57%	52%	54%	27%	60%	55%	57%	52%	27%
Brændværdi af forbrændt affald	GJ/ton	8,7	10,2	9,7	10,2	9,4	8,8	9,4	7,1	9,1	8,6	9,5	9,0	7,2

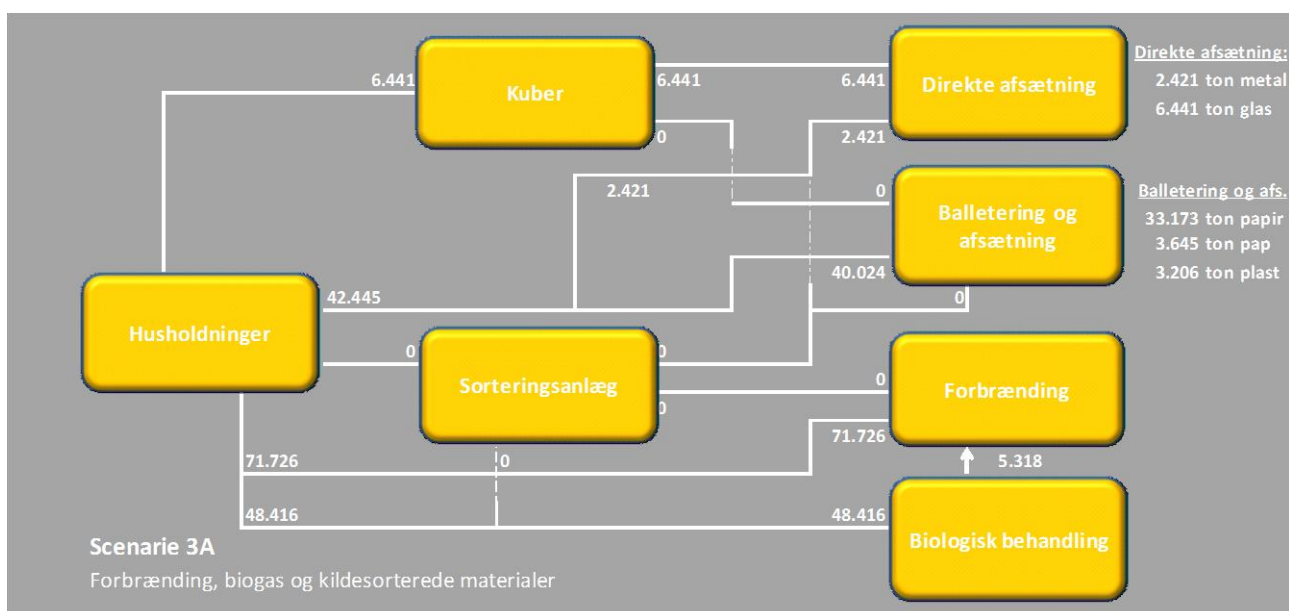
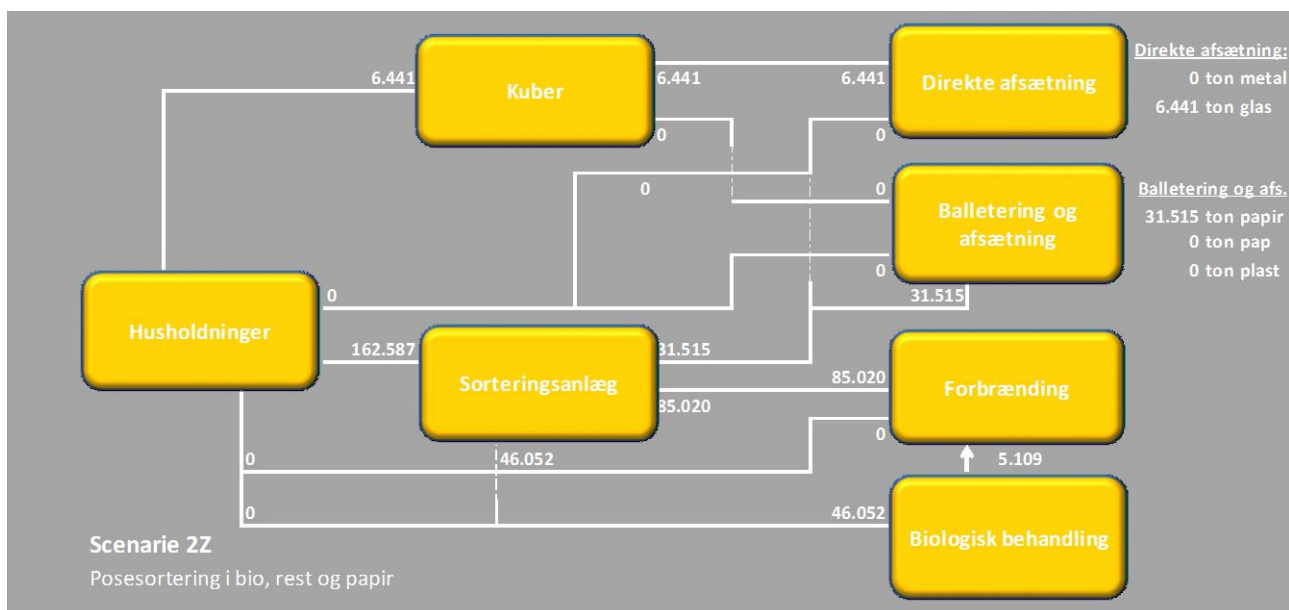
Tabel 63 Affaldsflow for i et opland med 250.000 etagebolig-husstande

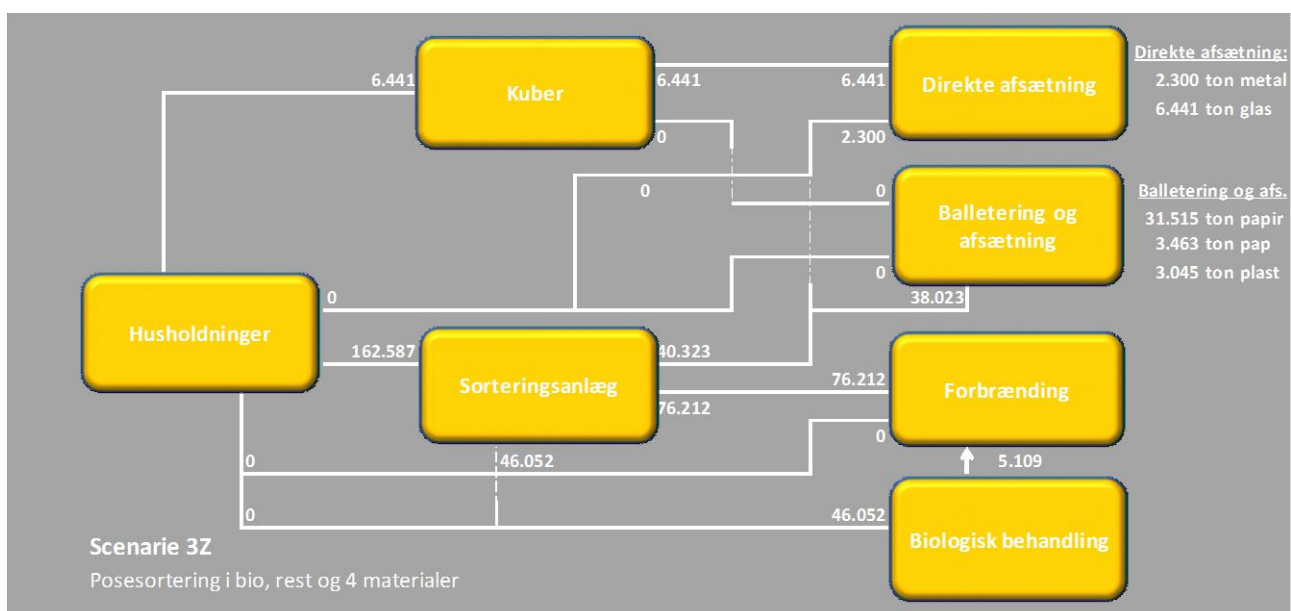
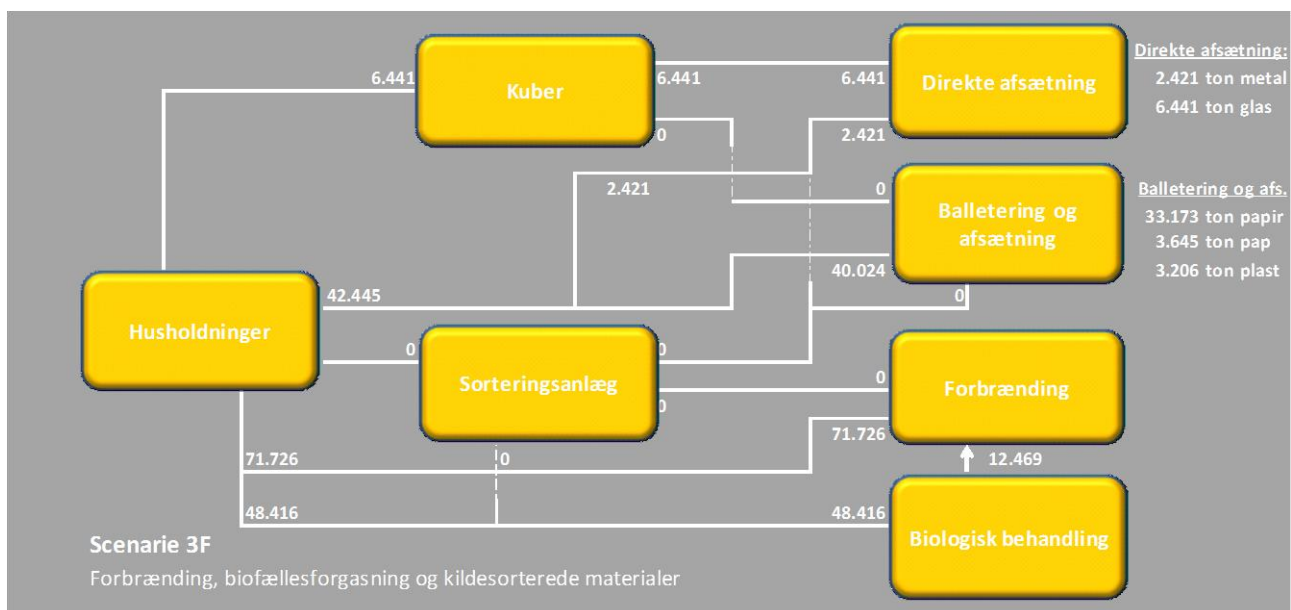
		1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Samlet mængde husholdningsaffald	ton/år	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750
Affald indsamlet	ton/år	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750
* heraf til genanvendelse	ton/år	26.913	34.168	34.168	34.168	41.381	41.381	41.381	41.381	41.381	41.381	41.381	41.381	41.381
* heraf til bio behandling	ton/år	0	30.611	30.611	30.611	30.611	30.611	30.611	0	30.611	30.611	30.611	30.611	0
* heraf til rest behandling	ton/år	125.837	87.971	87.971	87.971	80.757	80.757	80.757	111.369	80.757	80.757	80.757	80.757	111.369
Indsamlet på storskraldsordning	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Indsamlet med genbrugsstationer	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Affald behandlet	ton/år	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750	152.750
Materialer solgt til genanvendelse	ton/år	29.842	37.097	37.097	35.686	42.926	42.926	41.223	42.926	51.051	51.051	42.097	42.097	42.097
- heraf senere frasorteret til forbrænding	ton/år	3.442	4.530	4.530	4.318	5.427	5.427	5.171	5.427	4.530	4.530	4.530	4.530	4.530
Bio-behandlet mængde	ton/år	0	30.611	21.807	29.134	30.611	21.807	29.134	0	30.611	21.807	30.611	21.807	0
- heraf reject efter biobehandling	ton/år	0	4.303	0	4.141	4.303	0	4.141	0	4.303	0	4.303	0	0
Forbrændt mængde	ton/år	125.837	92.273	96.775	95.000	85.060	89.562	88.147	111.369	75.902	80.404	85.958	90.459	112.266
- heraf slaggemetal solgt	ton/år	2.929	2.929	2.929	2.929	1.544	1.544	1.614	1.544	511	511	1.614	1.614	1.614
Affald sorteret	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kildesorterede materialer	ton/år	26.913	34.168	34.168	5.954	41.381	41.381	5.954	41.381	34.168	34.168	34.168	34.168	34.168
- hentet på bopæl	ton/år	0	28.214	28.214	0	35.427	35.427	0	35.427	28.214	28.214	28.214	28.214	28.214
- fra kubeordninger	ton/år	26.913	5.954	5.954	5.954	5.954	5.954	5.954	5.954	5.954	5.954	5.954	5.954	5.954
Sorteret med posesortering	ton/år	0	0	0	146.796	0	0	146.796	0	0	0	0	0	0
- heraf afsat til genanvendelse	ton/år	0	0	0	26.803	0	0	33.655	0	0	0	0	0	0
- heraf afsat til biobehandling	ton/år	0	0	0	29.134	0	0	29.134	0	0	0	0	0	0
- heraf frasorteret til forbrænding	ton/år	0	0	0	90.858	0	0	84.006	0	0	0	0	0	0
Sorteret med tør rest sortering	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	80.757	80.757	0	0	0
- heraf afsat til genanvendelse	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	10.056	10.056	0	0	0
- heraf frasorteret til forbrænding	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	70.702	70.702	0	0	0
Samlet mængde sorteret med PPM	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	7.213	7.213	7.213	7.213	7.213
- heraf afsat til genanvendelse	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	6.316	6.316	6.316	6.316	6.316
- heraf frasorteret til forbrænding	ton/år	0	0	0	0	0	0	0	0	897	897	897	897	897
Affald genanvendt	ton/år	26.400	58.876	54.374	56.361	63.807	59.305	61.046	37.498	72.830	68.328	63.876	59.375	37.568
Biologisk behandling	ton/år	0	26.309	21.807	24.993	26.309	21.807	24.993	0	26.309	21.807	26.309	21.807	0
Materialer solgt til genanvendelse	ton/år	29.842	37.097	37.097	35.686	42.926	42.926	41.223	42.926	51.051	51.051	42.097	42.097	42.097
- heraf senere frasorteret til forbrænding	ton/år	3.442	4.530	4.530	4.318	5.427	5.427	5.171	5.427	4.530	4.530	4.530	4.530	4.530
Genanvendelsesandel	%	17%	39%	36%	37%	42%	39%	40%	25%	48%	45%	42%	39%	25%
Brændeværdi af forbrændt affald	GJ/ton	9,6	10,4	10,2	10,4	10,0	9,8	10,1	8,6	9,4	9,1	10,1	9,9	8,7

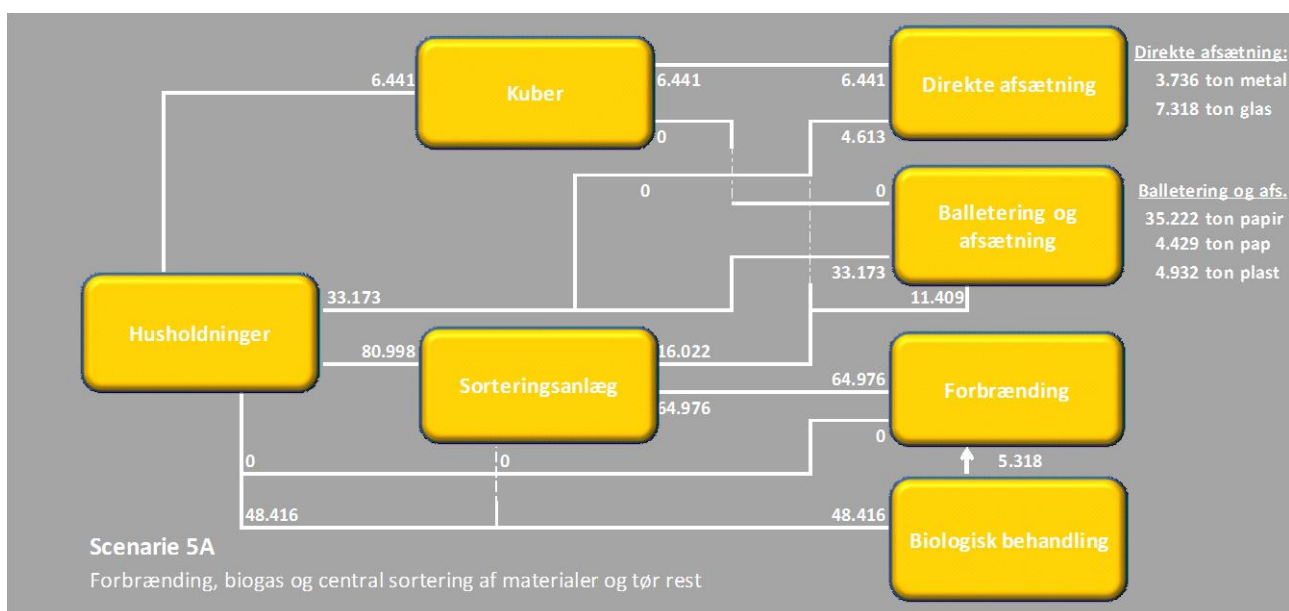
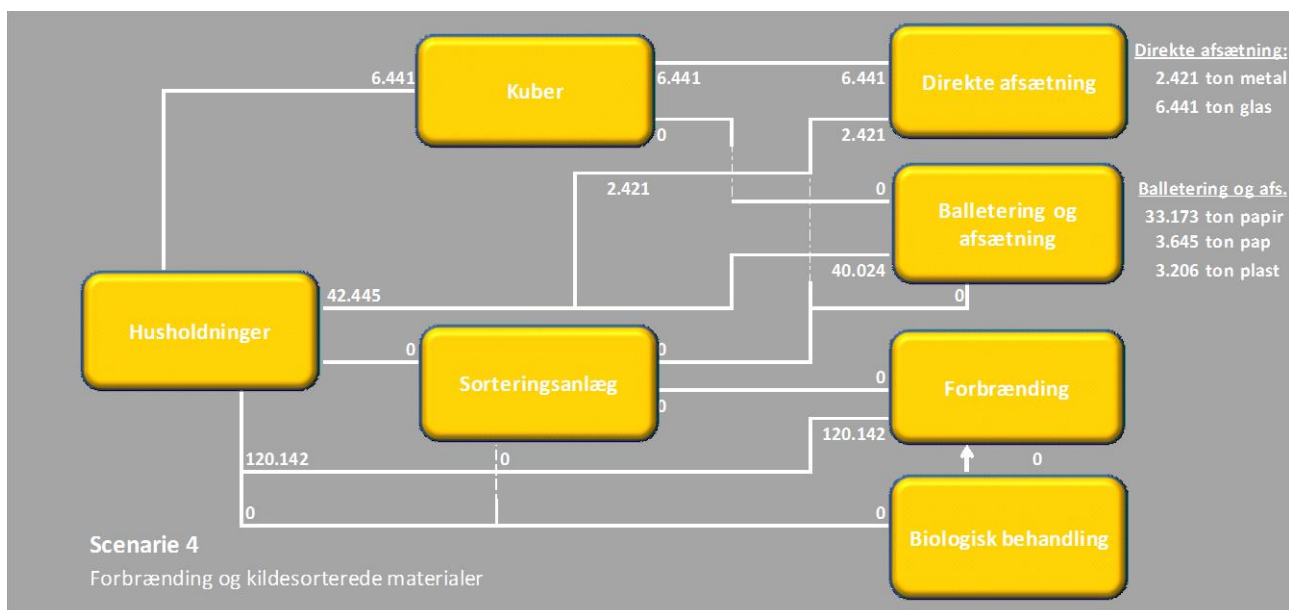
Figur 39 Flow diagrammer, blandet opland

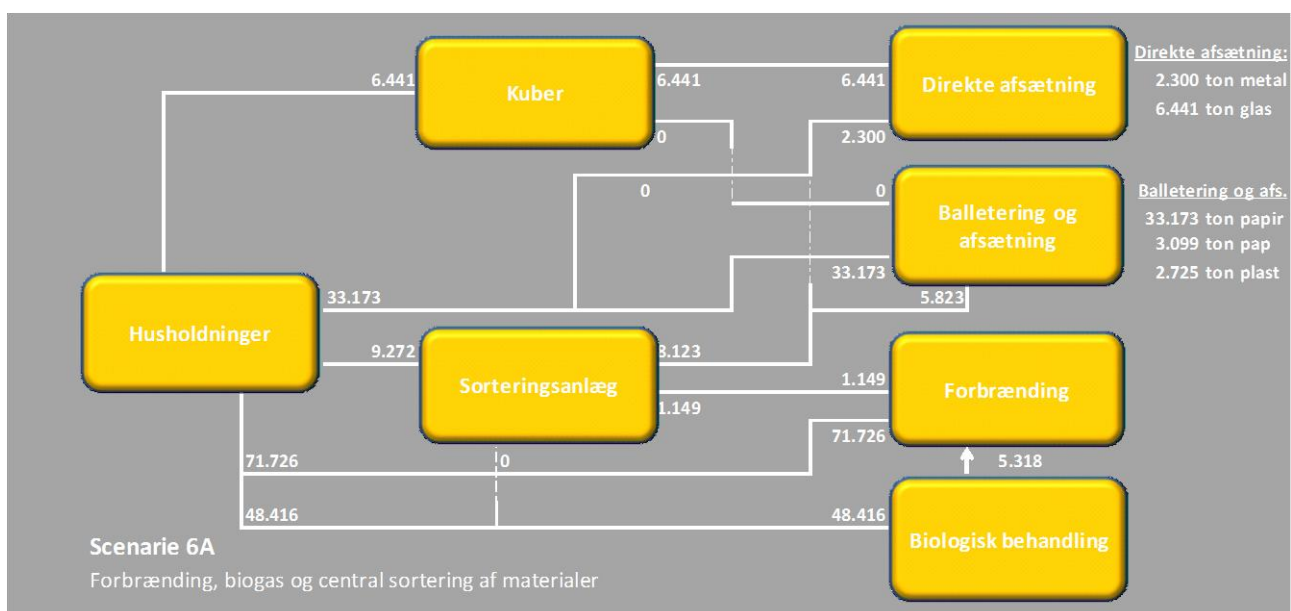
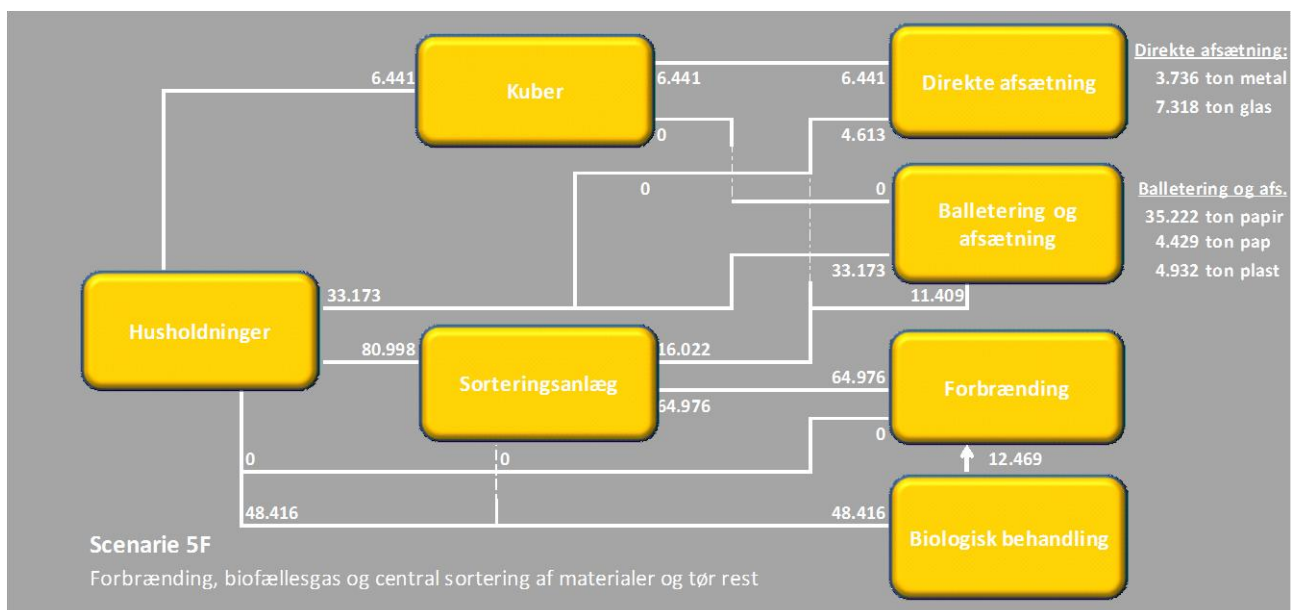


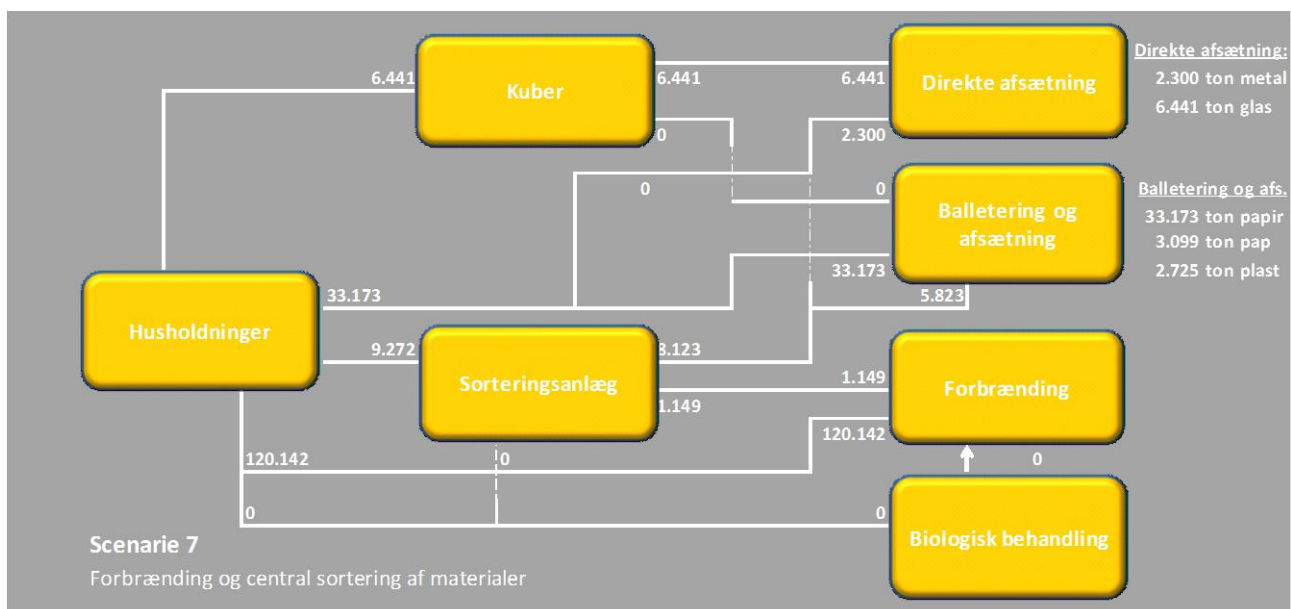
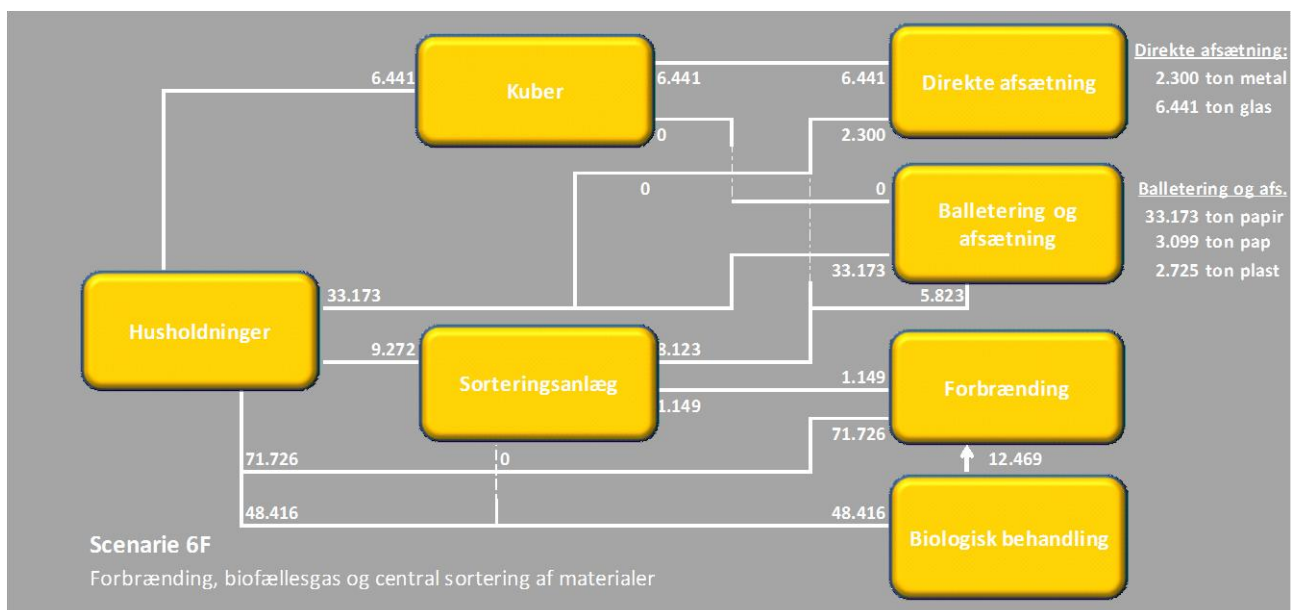












Note: "Direkte afsætning" skal forstås som "ikke balleteret", dvs. fx metal fra sorteringsanlæg angives her også som direkte afsætning.

Bilag 5

Behandlingsanlæg

5.1 Balletteringsanlæg

Balletteringsanlæg tager imod kildesorterede materialer som papir, karton og plast (især plastfolie). Anlægget kan sammenlignes med den type anlæg, affaldsselskaber og private genvindingsfirmaer har til modtagelse af nævnte typer materialer.

Anlægget er opbygget efter følgende koncept:
Modtageareal (alt modtaget materiale aflæsses på gulv)
Transportbånd i guld, som føder ballepresse
Ballepresse
Lager for pressede baller

Maskinelt/udstyr er installeret i en halbygning, opbygget efter samme principper som en almindelig industrihal. Ballelager er ikke overdækket.

Alt modtaget materiale skubbes på transportbånd af en særlig læssemaskine. Der foretages ingen finsortering af de modtagne materialer. Modtagne materialer afsættes som:

Aviser og ugeblade og blandet papir
Bølgepap og karton
Plastfolie (blandet), hvis det modtages på anlægget
Evt. hård plast (blandet), hvis det modtages på anlægget.

Investeringer og driftsomkostninger er beregnet af COWI på basis af egne og andres erfaringer med opbygning af et sådant anlæg. De beregnede omkostninger er planlægningspriser og er ikke beregnet på basis af et aktuelt detaljeret projektforslag.

5.2 Sorteringsanlæg: Central sortering af kildeopdelte materialer og restaffald (inklusive finsortering)

Sorteringsanlægget tager imod enten

- kildeopdelt i pap/karton, rent blandet plast og blandet metal (kaldes også co-mingled),
- eller de ovenfor nævnte kildeopdelte materialer samt tørt restaffald (som ikke indeholder den kildesorterede del af organiske fraktion (KOD))

De blandede materialer (ren karton, blandet plast og blandet metal) placeres i samme rum i en indsamlingsbeholder hos husstanden. Restaffaldet placeres tilsvarende i et rum i en anden indsamlingsbeholder, som ikke er beregnet til at indeholde organisk affald (KOD).

Karton består af emballagekarton. Plast består både af blød og hård plast og er overvejende emballageplast men omfatter i praksis alle slags plast i dagrenovationen. Metal består både af jern og andet metal (f.eks. aluminiumsdåser). Som nævnt ovenfor udgør restaffaldet primært en tør restfraktion fra husholdningen, idet den organiske fraktion også kildesorteres hos husstanden.

Anlægget for kildeopdelte materialer er opbygget med én linje efter følgende koncept:

Sortering af kildeopdelt karton, plast og metal:

- Modtageareal (alt modtaget materiale aflæsses på gulv)
- Transportbånd, som føder sorteringsudstyr
- Tromle til størrelsessortering (<50 mm, 50-300mm, >300 mm)
- Ballistisk separator til sortering af mellemstørrelsen i en tung og en let fraktion
- Magnet til frasortering af magnetisk metal (jern) fra <50mm og fra tung fraktion
- Eddie current separator til frasortering af ikke-magnetisk metal fra <50mm og fra tung fraktion.
- NIR infrarød til sortering af karton fra let fraktion
- NIR infrarød til sortering af individuelle plasttyper (LDPE, HDPE, PP, PS, PET) fra let fraktion
- Transportbånd til manuel kontrol af kvalitet af finsorterede materialer (karton, plast, metal)
- Ballepresser.

Maskinel/udstyr er installeret i en halbygning opbygget efter samme principper som en almindelig industrihal.

Anlægget for kildeopdelte materialer og tørt restaffald er opbygget med to separate linjer efter følgende koncept:

Linje 1: Magen til den ovenfor beskrevne til sortering af kildeopdelt karton, plast og metal:

Linje 2: Sortering af tørt restaffald (uden indhold af KOD):

- Modtageareal (alt modtaget materiale aflæsses i silo)
- Kran og transportbånd, som føder sorteringsudstyr
- Poseåbner
- Neddeler
- Tromle til størrelsessortering (<50 mm, 50-300mm, >300 mm)
- Ballistisk separator til sortering af mellemstørrelsen i en tung og en let fraktion
- Vindsigte til frasortering af plastfolier
- Magnet til frasortering af magnetisk metal (jern) fra <50mm og fra tung fraktion
- Eddie current separator til frasortering af ikke magnetisk metal fra <50mm og fra tung fraktion
- NIR infrarød til sortering af karton fra let fraktion
- NIR infrarød til sortering af glas
- NIR infrarød til sortering af individuelle plasttyper (LDPE, HDPE, PP, PS, PET) fra let fraktion og vindsigtet fraktion
- Transportbånd til manuel kontrol af kvalitet af finsorterede materialer (karton, plast, metal)
- Ballepresser.

Maskinel/udstyr er installeret i en halbygning, opbygget efter samme principper som en almindelig industrihal.

Fra begge linjer frasorteres en ikke-genanvendelig restfraktion (af forskellig størrelse). Denne fraktion føres til efterfølgende behandling (forbrænding).

Anlægstypen er fleksibel i forhold til kapacitet, idet der kan anvendes forskellige kombinationer af flerholdsskift, samtidigt med at linjerne kan anvendes både til materialefraktioner, såvel som til tør rest fraktionen. På storskalaanlægget er regnet med 3-skift drift, 5 dage pr. uge. De udsorterede materialer har en meget høj renhed (95 til 98 %) og plasten er udsorteret i rene plasttyper.

I følsomhedsberegninger er regnet på et anlæg med noget mindre kapacitet svarende til de mængder der genereres i oplandet for de 250.000 boliger. Dette anlæg er indrettet med én linje som alternerende sorterer på de kildeopdelte materialer henholdsvis den tørre restaffaldsfraktion.

Investeringer og driftsomkostninger er beregnet af COWI AS i samarbejde med Ingenieurgesellschaft Innovative Umwelttechnik GmbH (IUT) fra Østrig. Der er i beregningerne taget hensyn til, at mængderne af emballage til drikkevarer er anderledes i Danmark pga. returpantssystemet.

Der findes ingen anlæg i drift i Danmark, der er opbygget på præcis samme måde. Erfaringsgrundlaget er derfor sparsomt. Hvad angår linje 1, har IUT opstillet sorteringskonceptet på basis af erfaringer fra anlæg af tilsvarende art i Østrig og Tyskland. Hvad angår linje 2 er konceptet opstillet ud fra teoretiske betragtninger og erfaringerne omkring linje 1 konceptet.

De beregnede omkostninger er planlægningspriser og er ikke beregnet på basis af et aktuelt detaljeret projektforslag. Anlæggenes budgetter er således baseret på beregninger, foretaget på et teoretisk projekt i Danmark. De beregnede omkostninger er baseret på et overordnet konceptforslag (dvs. ikke på et detaljeret projektforslag). Usikkerheden mht. pris for disse anlæg er således ganske store.

5.3 Posesorteringsanlæg

Sorteringsanlægget kan tage imod kildesorterede materialer som papir, karton, plast, metal, organisk affald og en restfraktion. Forudbestemte materialer er af husholdningen placeret i separate poser af forskellig farve i samme indsamlingsbeholder - i alt enten 3 eller 6 forskellige fraktioner (i princippet ligesom i Vejle, som dog kun opererer med to fraktioner). Indsamlede poser afleveres på et centralt anlæg, der optisk kan sortere poserne ud fra den pågældende farve.

Sorteringsanlægget er opbygget efter et koncept, udviklet af OPTIBAG. Anlægget består af følgende:

- Modtageareal (alt modtaget materiale aflæsses på gulv)
- Transportbånd, som føder sorteringsudstyr
- Sorteringsbånd med optiske sorteringssensorer og udstyr til separering af individuelt farvede poser
- Poseoprivere og frasortering af poser fra genanvendelige materialer
- Ballepresse til papir, karton og plast
- Containere til oplagring af metal samt restaffald og organisk affald.

Alle lukkede poser sorteres med 95 % korrekthed (fejlsorteringer går til forbrænding).

Genanvendelige materialer som papir, karton, plast og metal føres til genvindings-virksomheder uden forudgående finsortering. Der er således ingen finsortering af plast i individuelle plasttyper og af metal i jern og ikke-jern (aluminium). Organisk affald føres til biologisk behandling (bioforgasning).

Investeringer og driftsomkostninger bygger på OPTIBAGS posesorteringskoncept. OPTIBAG har leveret et budget for omkostninger til maskiner for posesortering. COWI har beregnet omkostninger til bygninger, udenomsanlæg samt til balletering og intern håndtering og oplagring af sorterede materialer. Der findes ingen OPTIBAG anlæg i denne størrelse, som samtidig indeholder sortering på 6 fraktioner (men i Norge og Sverige findes OPTIBAG anlæg, som sorterer i 2-5 fraktioner, dvs. ud fra 2-5 forskelligt farvede poser). De beregnede omkostninger er planlægningspriser og er ikke beregnet på basis af et aktuelt detaljeret projektforslag. Usikkerheden mht. pris for dette anlæg er således ganske stor.

5.4 AIKAN anlæg

AIKAN biogasanlægget tager imod fraktionen kildesorteret organisk dagrenovation (KOD). Aikan anlægget er forholdsvis robust overfor ikke-organiske komponenter i det kildesorterede affald. Dette medfører, at der i mindre grad er behov for forbehandling, end ved f.eks. biogasfællesanlæg. Rejekt fra forbehandlingen (ca. 10 % af det indkomne affald) føres til forbrænding. Det er forudsat i dette projekt at rejekt andelen er 10 % af den mængde kildesorteret organisk dagrenovation, der ankommer til anlægget (inklusive urenheder).

Anlægget er opbygget efter principperne i AIKAN konceptet og består af:

- Modtageareal (alt modtaget materiale aflæsses på gulv/i silo)
- Kran/transportbånd, som fører forsorteringen.
- Poseopriver og sigte til størrelsessortering
- Reaktorer til perkolering (syredannelse, trin 1 i bioforgasning) og efterfølgende forkompostering
- Biofilter
- Bioforgasningstank (methandannelse, trin 2 i bioforgasning)
- Eftermodningsbokse (overdækkede og ventilerede)
- Gasmotor til produktion af el og varme
- Kompostlager (for færdig kompost)
- Containere til sorteringsrest (fra forsortering).

Modtageareal og reaktorer er placeret i bygninger, der er sikret mod uønsket emission af lugt til omgivelser.

Den biologiske del af affaldet bioforgasses og komposteres sammen med en vis mængde haveaffald. Biogasudbyttet er forudsat at være 60 Nm³ CH₄/ton KOD baseret på Møller (2011). Komposten udbringes på landbrugsjord, hvor der sker en fortrængning af handelsgødning, forbedring af jordstruktur osv. Den mængde kulstof, der lagres i landbrugsjord ved anvendelse af komposten, medfører en forsinkelse af drivhuseffekten. Efter 100 år vurderes denne effekt at være gældende for ca. 14 % af kulstoffet i den tilførte kompost jf. Bruun et al (2012).

Restaffald fra forsortering føres videre til efterfølgende behandling (forbrænding).

Investeringer og driftsomkostninger bygger på AIKAN bioforgasningskonceptet. SOLUM A/S (ejer af AIKAN-teknologien) har leveret budget for investeringer og drift. COWI har estimeret energiproduktion (el og varme). Der findes ingen AIKAN anlæg i denne størrelse og budgettet bygger på erfaringer fra anlæggene ved Holbæk (ca. 20.000 tons KOD pr. år). De beregnede omkostninger er planlægningspriser og er ikke beregnet på basis af et aktuelt detaljeret projektforslag. Usikkerheden mht. pris for dette anlæg er således ganske stor.

5.5 Biogasfællesanlæg(inklusive forbehandling)

Det gyllebaserede biogasfællesanlæg er langt mere følsomt overfor urenheder i affaldet end AIKAN anlægget, især plast. Derfor er forbehandlingen her meget vigtig. Inden videre behandling på biogasfællesanlægget forudsættes det derfor, at den kildesorterede organiske dagrenovation forbehandles ved poseåbner og skruepresse - udvalgt på baggrund af Bernstad et al (2012). Denne forbehandling antages i nærværende projekt at foregå på selve biogasfællesanlægget, og rejekt fra forbehandlingen (ca. 25 % af det indkomne affald) føres til forbrænding. Denne forbehandling vil nok i nogle tilfælde ikke komme til at foregå på selve biogasfællesanlægget, men et centralt sted (f.eks. hos et fælleskommunalt affaldsselskab), hvorfra "pulpen" så transporteres til biogasfællesanlægget.

Selve biogasfællesanlægget er primært opført til behandling af gylle ved en våd biogasproces.

Anlægget er opbygget med følgende komponenter:

- Modtage/blande og hygiejniserings tank
- Biogastank
- Biogasmotor
- Gaslager
- Efterlager

Det forbehandlede organiske affald blandes med gylle i anlæggets modtagetank, hvorefter det hygiejniseres og føres til en mesofil rådnetank, hvor det afgasses i gennemsnitlig 20 dage.. Biogasudbyttet er vurderet til at ligge omkring 83 Nm₃ CH₄/ton forbehandlet affald baseret på bl.a. Eriksson & Holmström (2010) og Miljøstyrelsen (2003).

Restproduktet anvendes efterfølgende på landbrugsjord med deraf følgende fortrængning effekter (se også afsnit om AIKAN teknologien). Tilbageholdelsen af kulstof i jord er 13 % jf. Bruun et al (2012).

5.6 Affaldsforbrændingsanlæg

Forbrændingsanlægget tager imod restaffald fra husholdningerne og forbrændingsegnete restprodukter fra andre behandlingsanlæg. Der antages en effektiv energiudnyttelse (inklusive røggaskondensering) på forbrændingsanlægget, ligesom røggasrensningen antages at være "state of the art". Elvirkningsgraden er 22 % og varmeevirkningsgraden er 73 %. Forbrændingsanlæggets dimensioneres dels efter energiindholdet i affaldet (brændværdi) og dels efter mængden i tons.

Røggasrensningen medfører generering af røggasrensningsprodukt, som skal deponeres. Derudover genereres slagge, som antages genanvendt i f.eks. vejbygning mv. Desuden antages metal fraseret og senere genanvendt.

Anlægget er opbygget med følgende komponenter:

- Modtagehal med silo
- Kran til føding af ovne
- Ovne opbygget efter vandrerist-princippet
- Kedel til varmeudnyttelse og afsat til fjernvarmenet
- Røggasrensning (semi tør)
- Røggasrensningsaffald og slaggebehandling
- El-produktion.

Investeringer og driftsomkostninger er beregnet af COWI. Det samme gælder for energiproduktion (el og varme).

Det er forudsat, at nævnte anlæg "fyldes op" med andet forbrændingsegnet affald fra oplandet (f.eks. erhvervsaffald) og/eller med diverse affald fra et andet opland (end de 250.000 husstande). Det antages, at dette affald har samme brændværdi som det affald, der tilføres fra oplandets dagrenovation (restaffald).

Anlæggene i de enkelte scenarier dimensioneres efter den beregnede brændværdi for restaffaldet, idet denne vil variere som følge af udsortering af forskellige fraktioner (organisk og genanvendelige materialer).

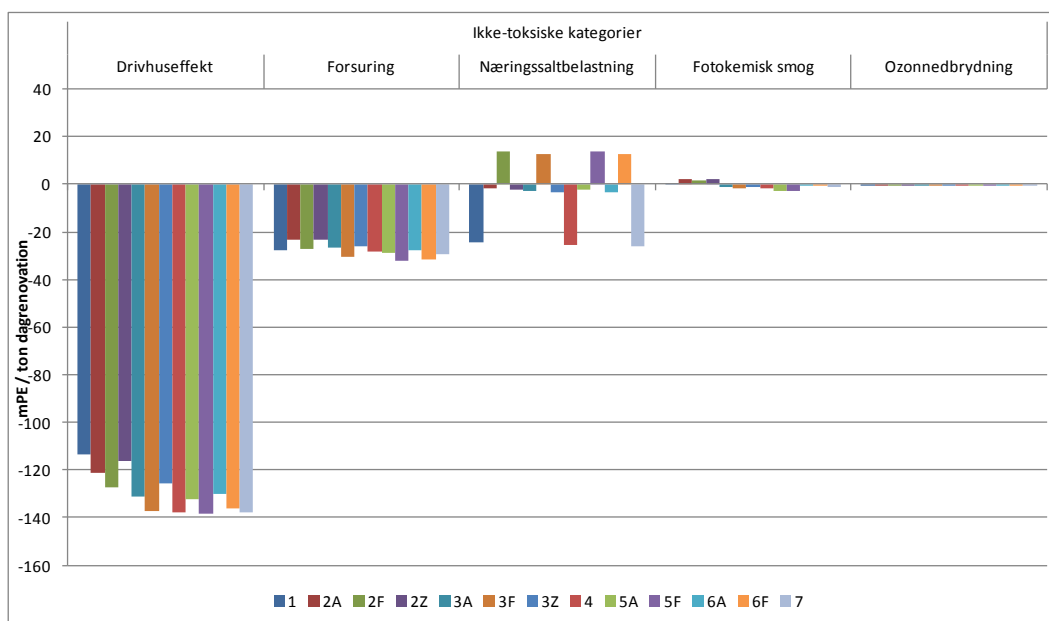
Bilag 6

Miljøresultater

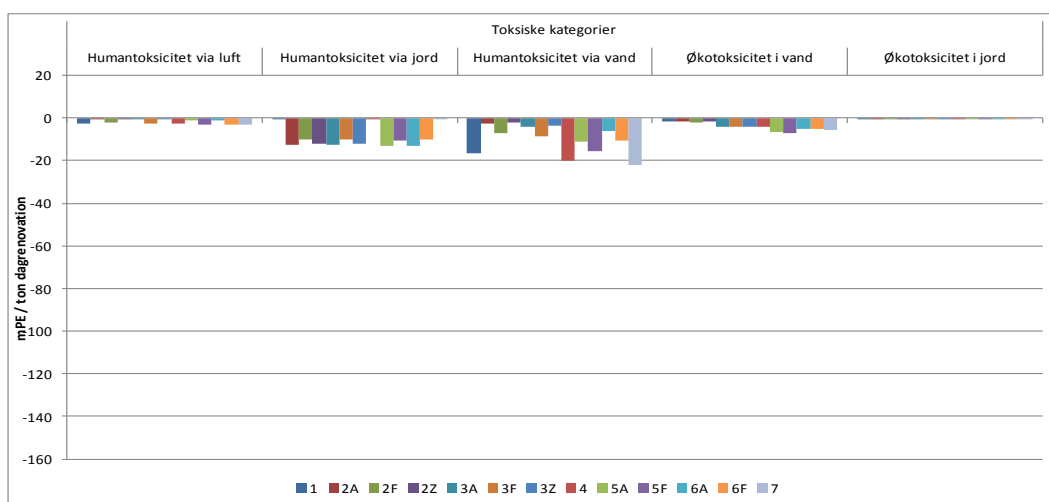
Dette afsnit indeholder resultaterne af miljøvurderingen (LCA) af de "rene" oplande, dvs. hhv. 250.000 enfamilieboliger og 250.000 etageboliger.

6.1 Enfamilieboliger

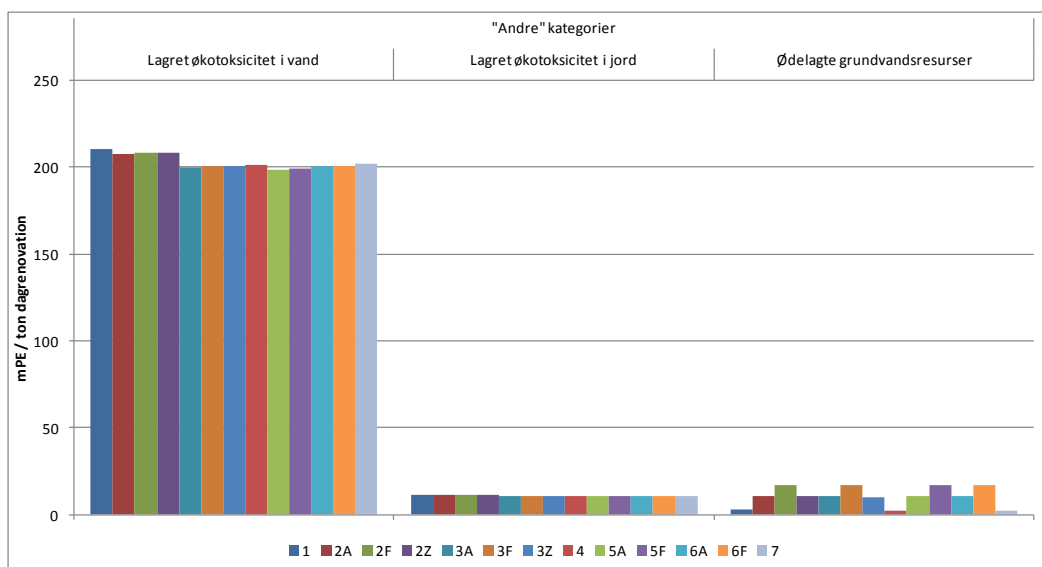
Samlede potentielle miljøpåvirkninger



Figur 40. Samlede ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger for 250.000 enfamilieboliger

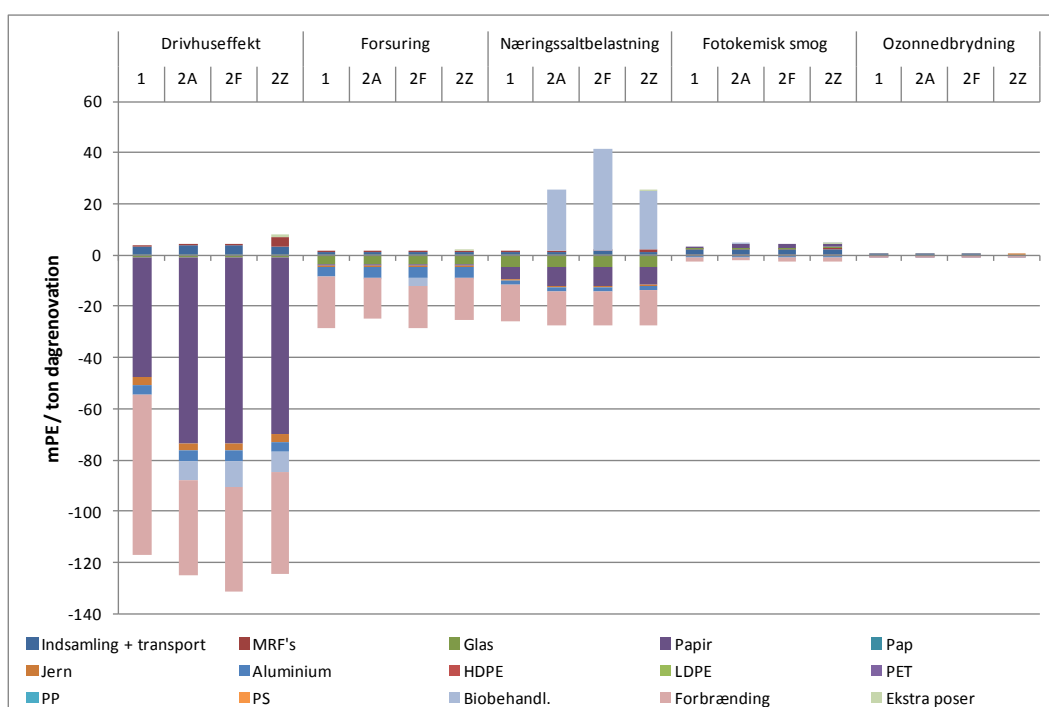


Figur 41. Samlede toksiske potentielle miljøpåvirkninger for 250.000 enfamilieboliger

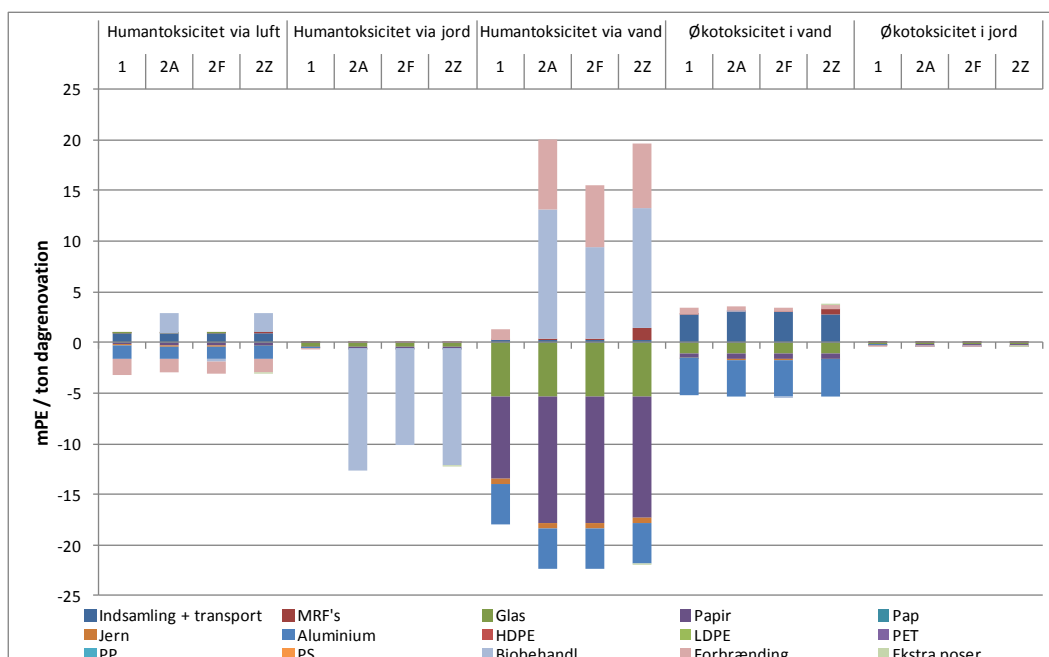


Figur 42. Samlede "andre" potentielle miljøpåvirkninger for 250.000 enfamilieboliger.

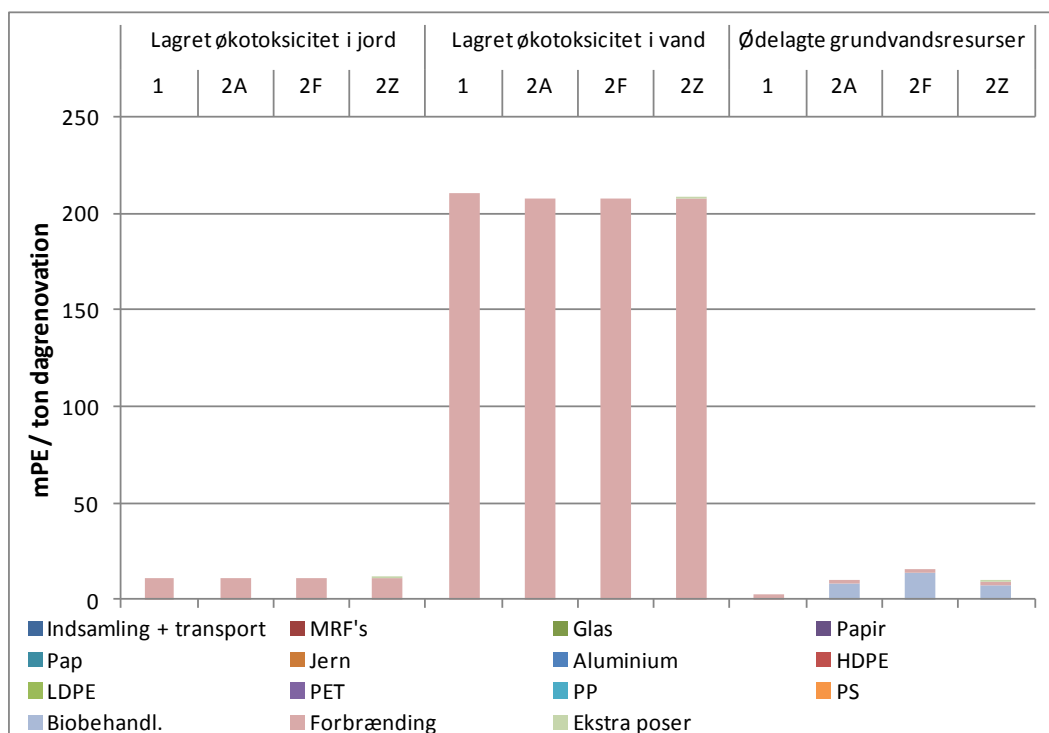
Scenarie 1 & 2AFZ



Figur 43. Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 1 og 2AFZ fordelt på livscyklusfaser, 250.000 enfamilieboliger

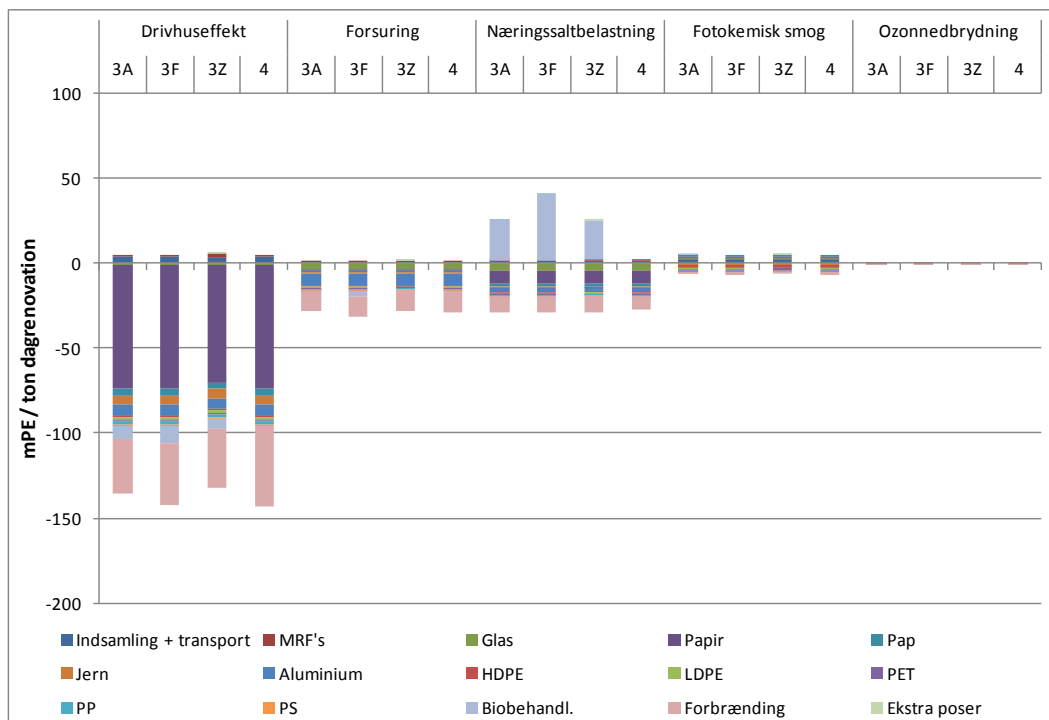


Figur 44. Toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 1 og 2AFZ fordelt på livscyklusfaser, 250.000 enfamilieboliger.

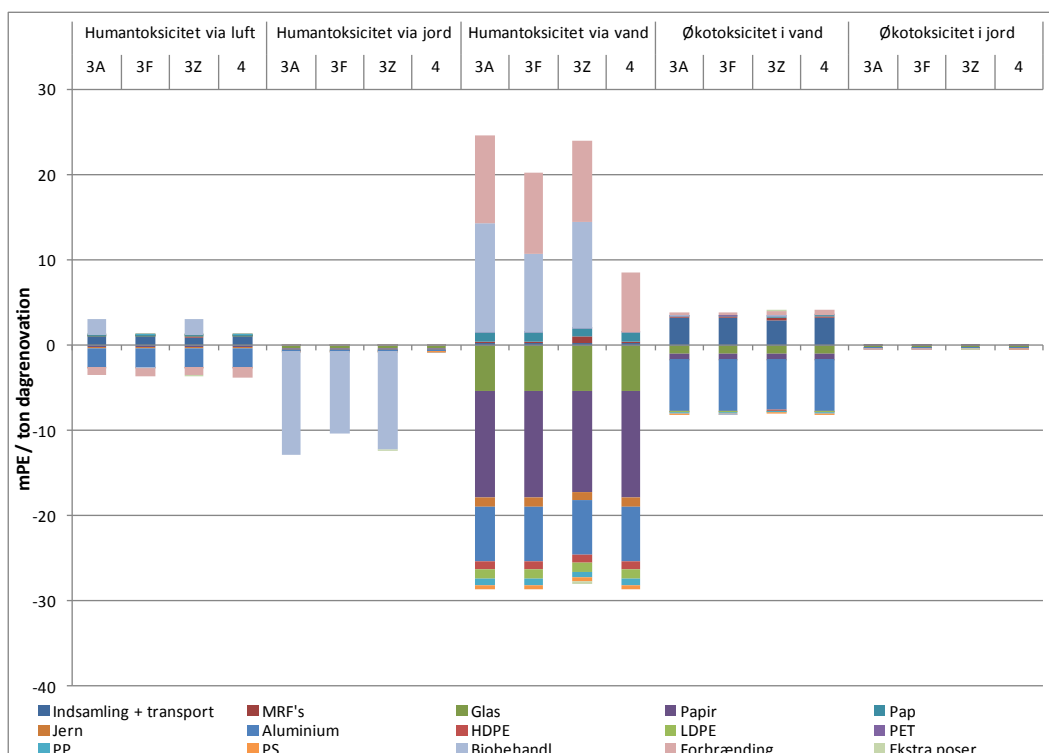


Figur 45. "Andre" potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 1 og 2AFZ fordelt på livscyklusfaser, 250.000 enfamilieboliger

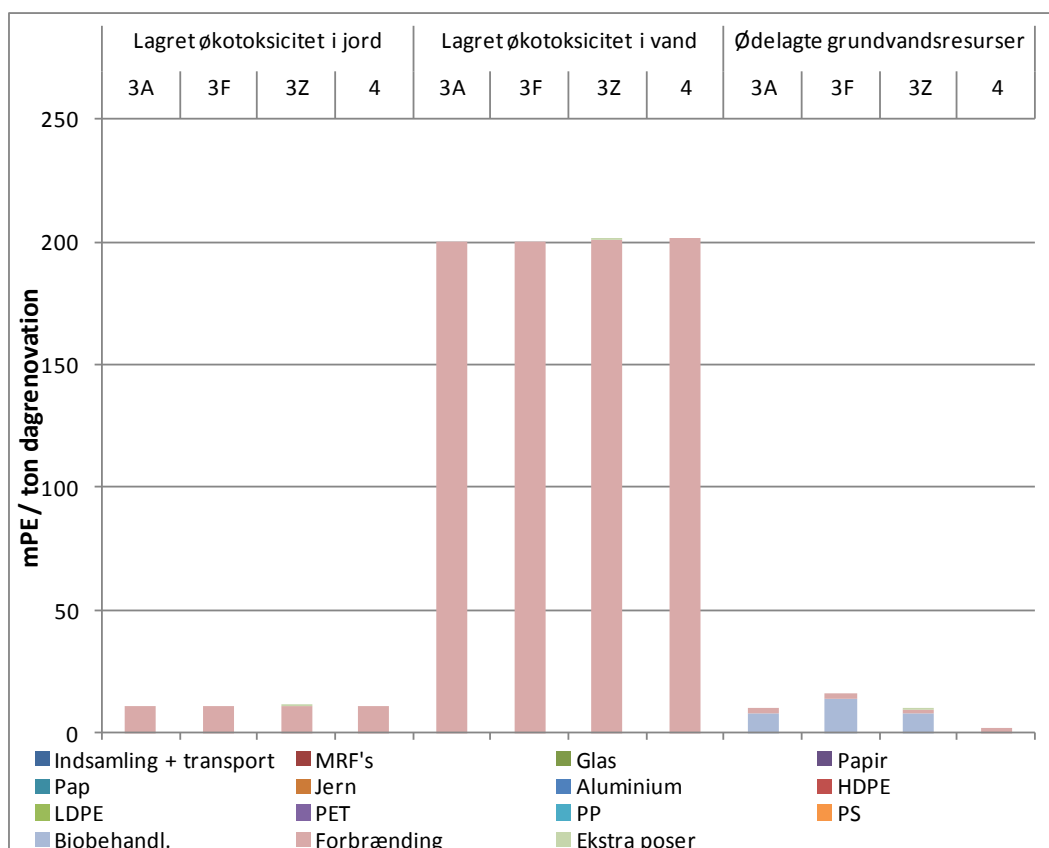
Scenarie 3AFZ & 4



Figur 46. Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 3AFZ og 4 fordelt på livscyklusfaser, 250.000 enfamilieboliger

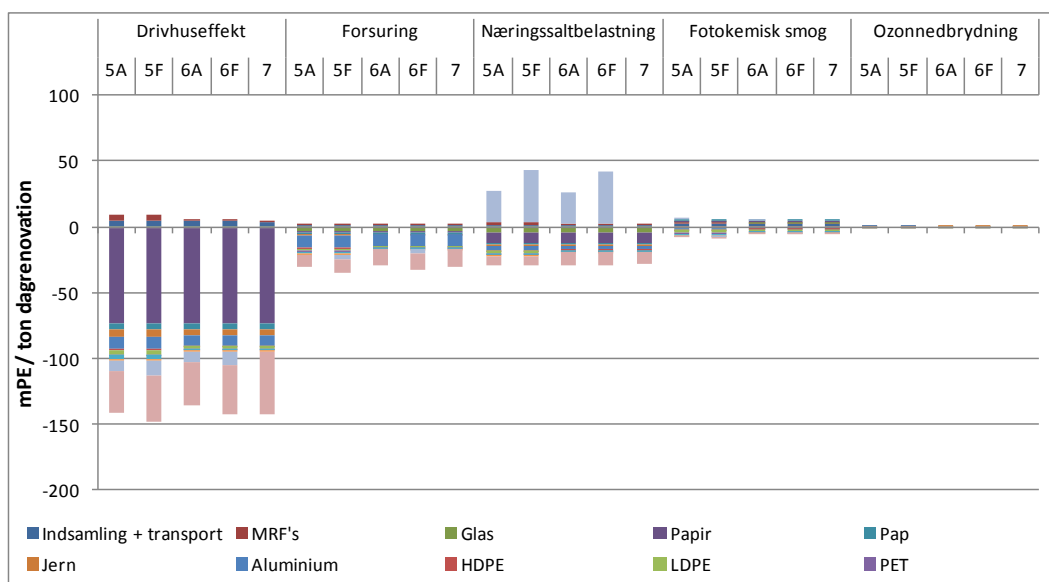


Figur 47. Toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 3AFZ og 4 fordelt på livscyklusfaser, 250.000 enfamilieboliger

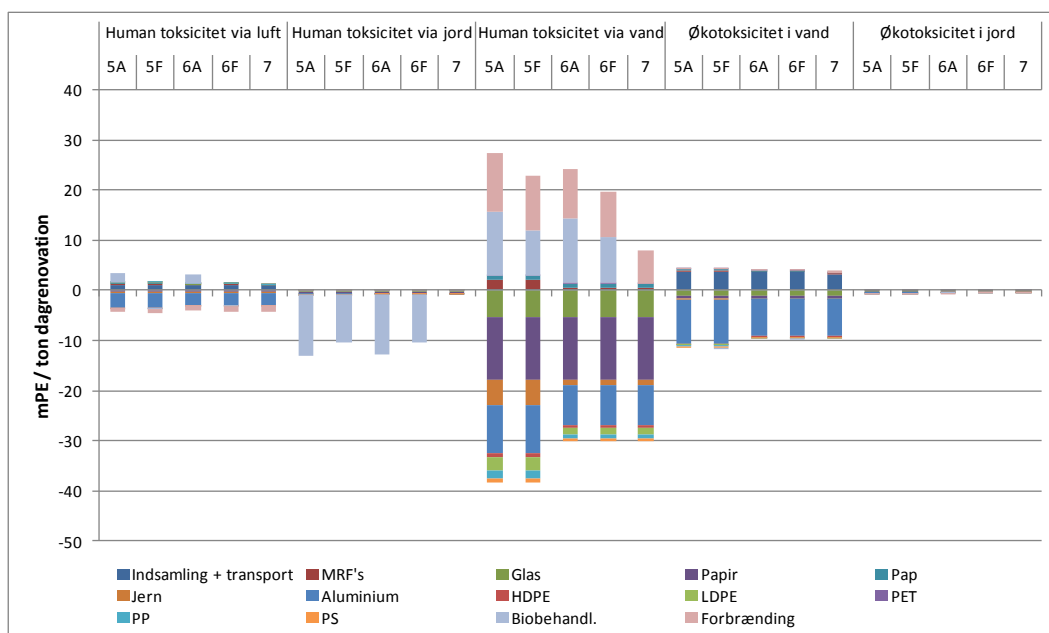


Figur 48. "Andre" potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 3AFZ og 4 fordelt på livscyklusfaser, 250.000 enfamilieboliger

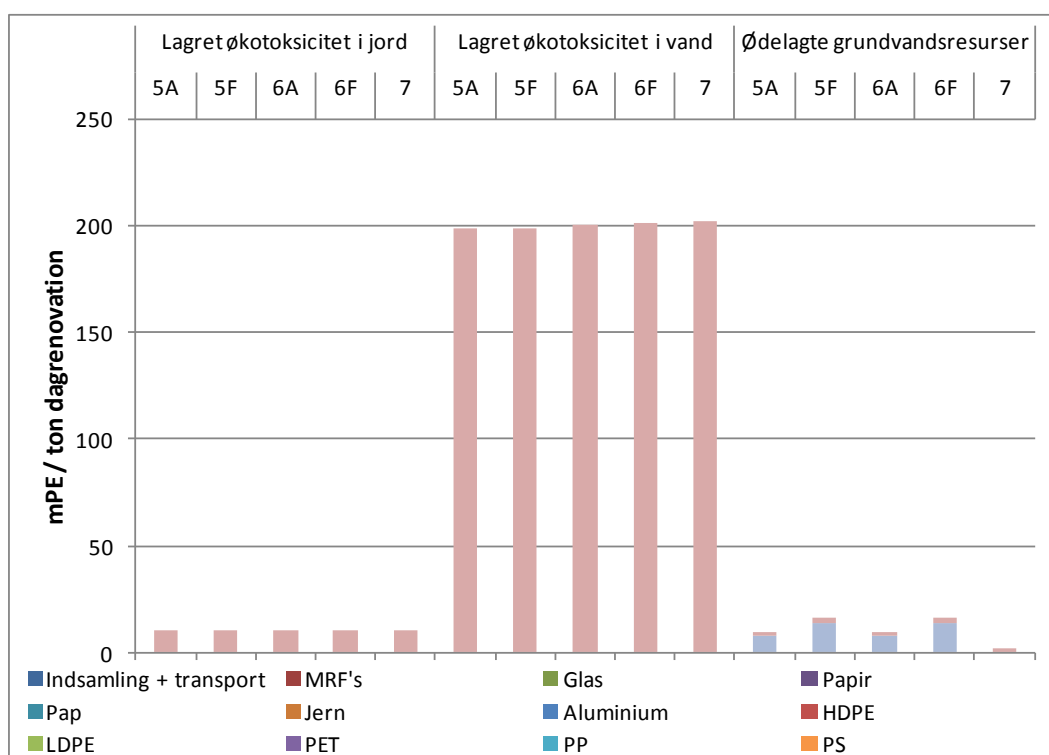
Scenarie 5AF, 6AF & 7



Figur 49. Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 5AF, 6AF og 7 fordelt på livscyklusfaser, 250.000 enfamilieboliger



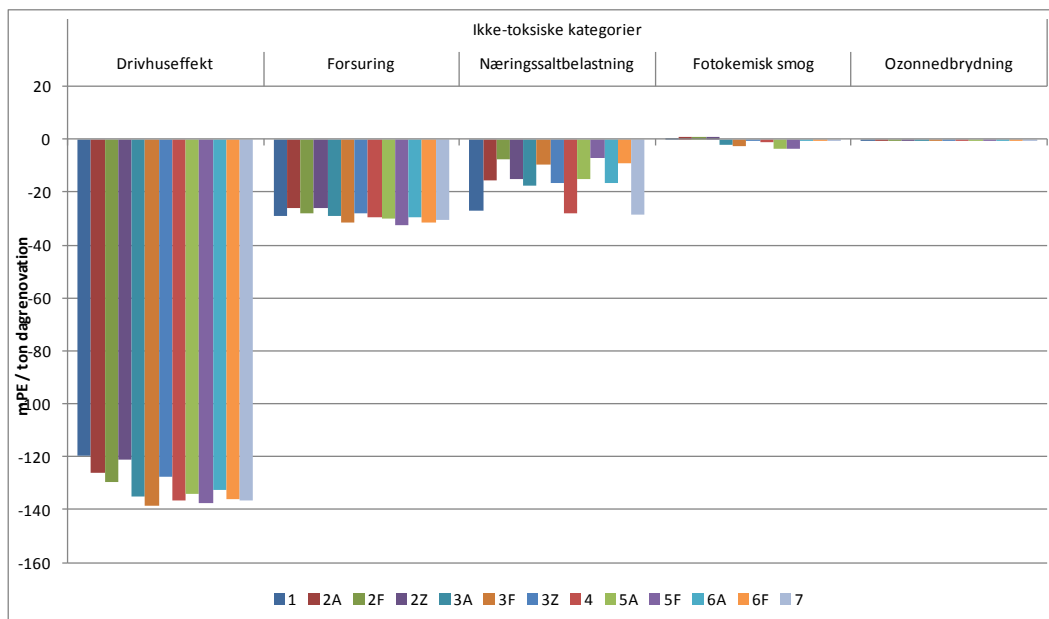
Figur 50. Toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 5AF, 6AF og 7 fordelt på livscyklusfaser, 250.000 enfamilieboliger



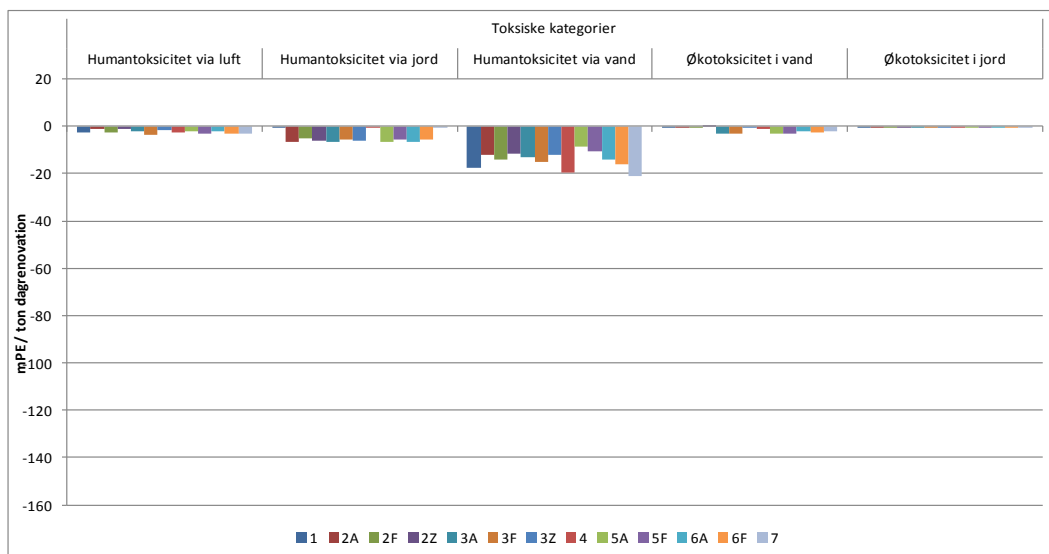
Figur 51. "Andre" potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 5AF, 6AF og 7 fordelt på livscyklusfaser, 250.000 enfamilieboliger

6.2 Etageboliger

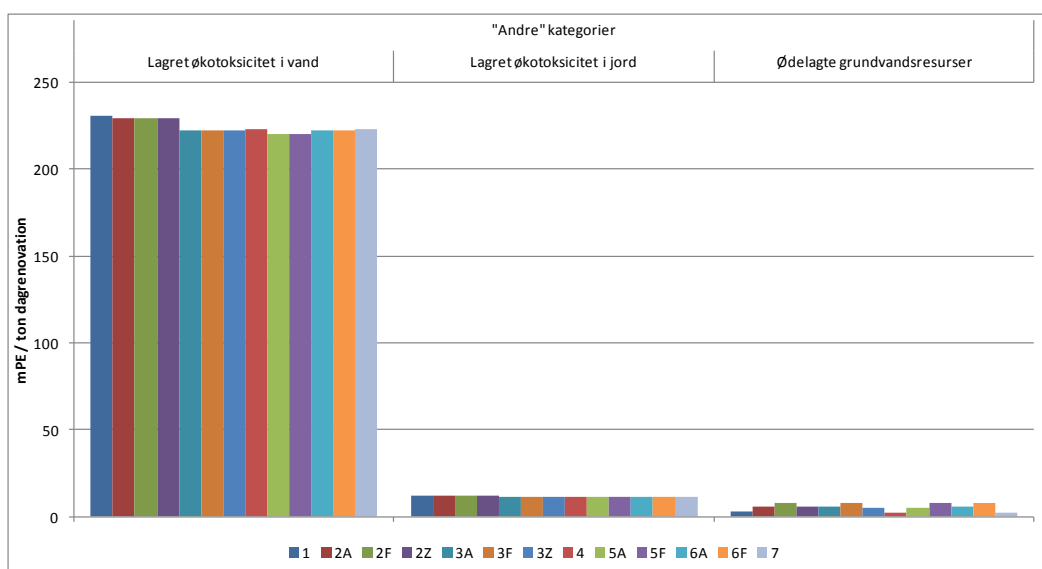
Samlede potentielle miljøpåvirkninger



Figur 52. Samlede ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger, 250.000 etageboliger

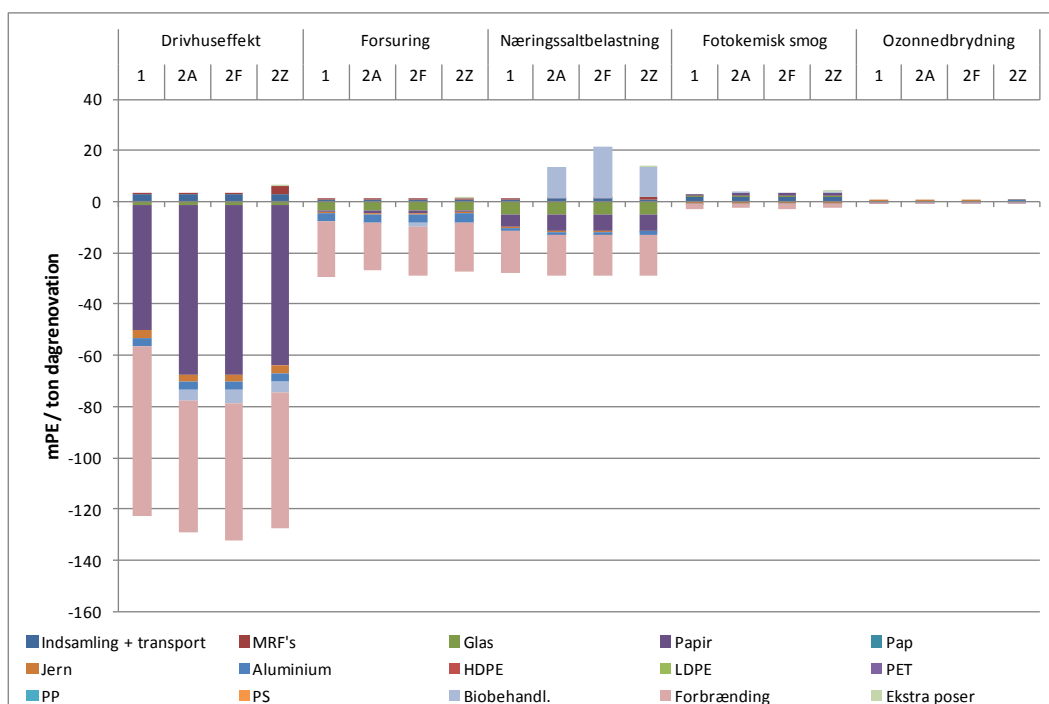


Figur 53. Samlede toksiske potentielle miljøpåvirkninger, 250.000 etageboliger

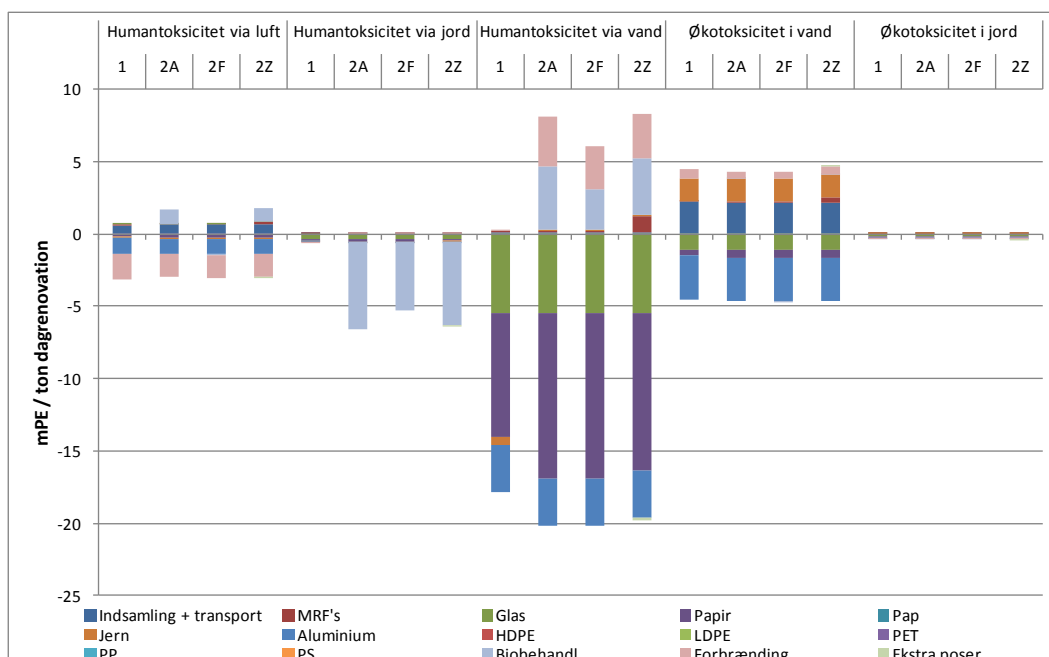


Figur 54. Samlede "andre" potentielle miljøpåvirkninger, 250.000 etageboliger

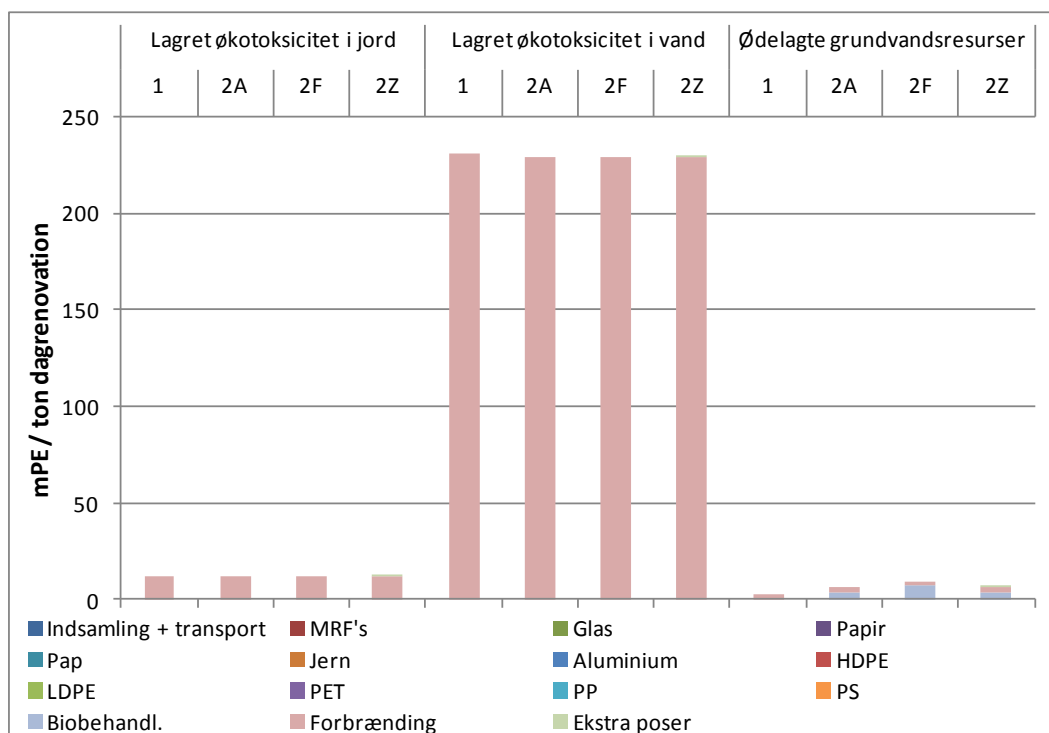
Scenarie 1 & 2AFZ



Figur 55. Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 1 og 2AFZ fordelt på livscyklusfaser, 250.000 etageboliger

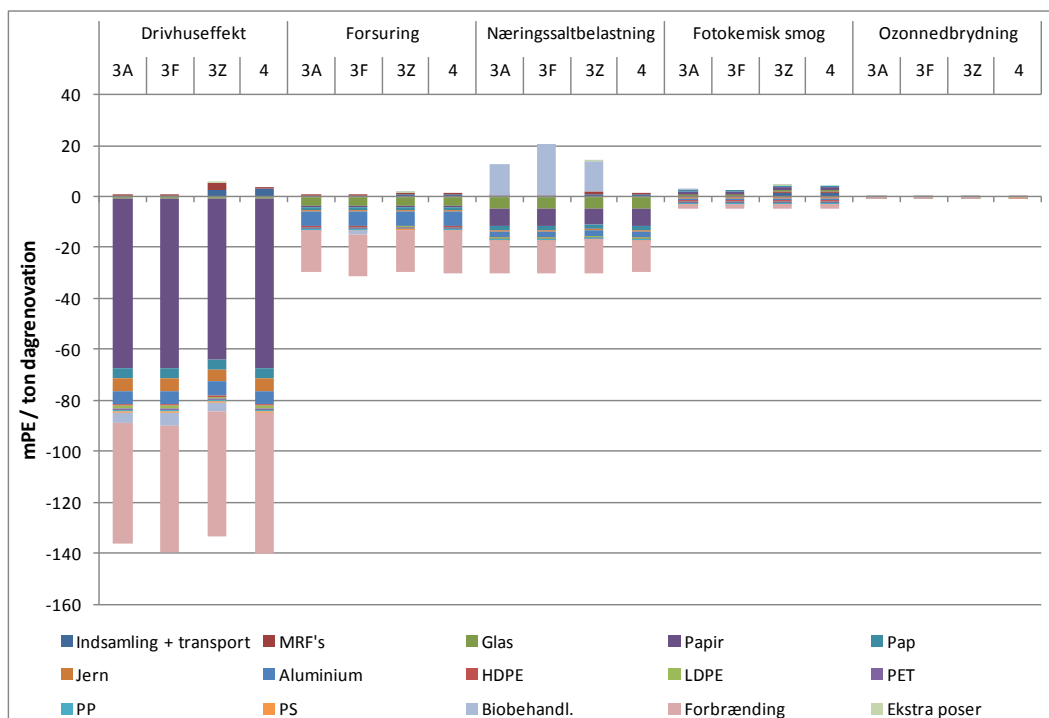


Figur 56. Toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 1 og 2AFZ fordelt på livscyklusfaser, 250.000 etageboliger

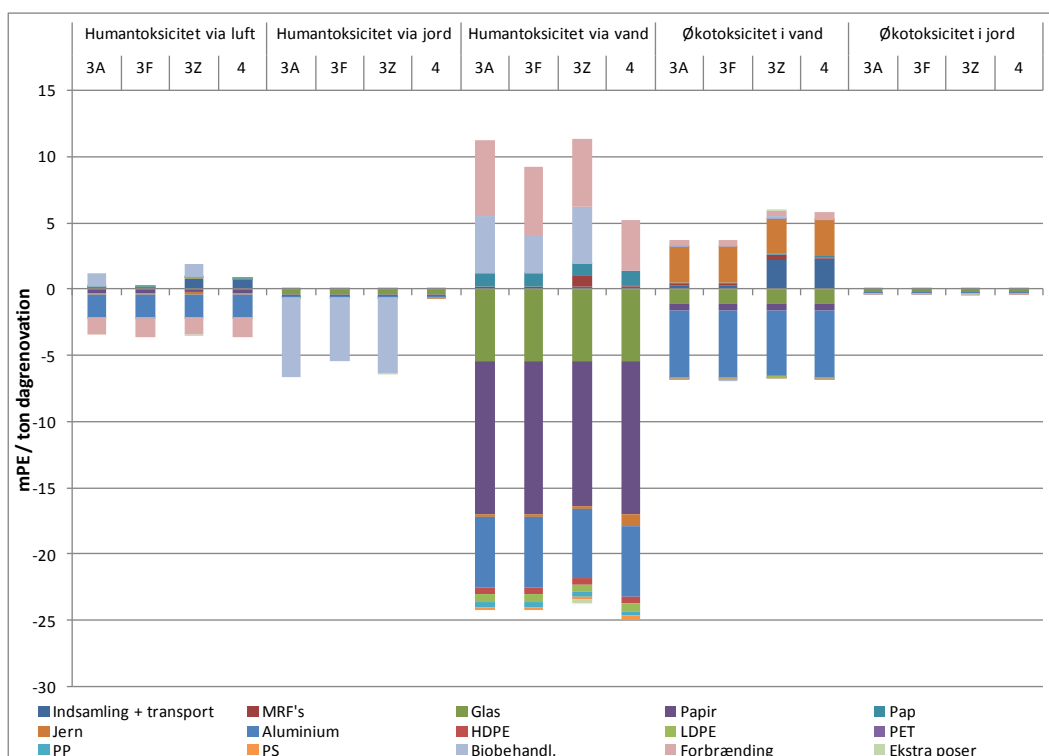


Figur 57. "Andre" potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 1 og 2AFZ fordelt på livscyklusfaser, 250.000 etageboliger

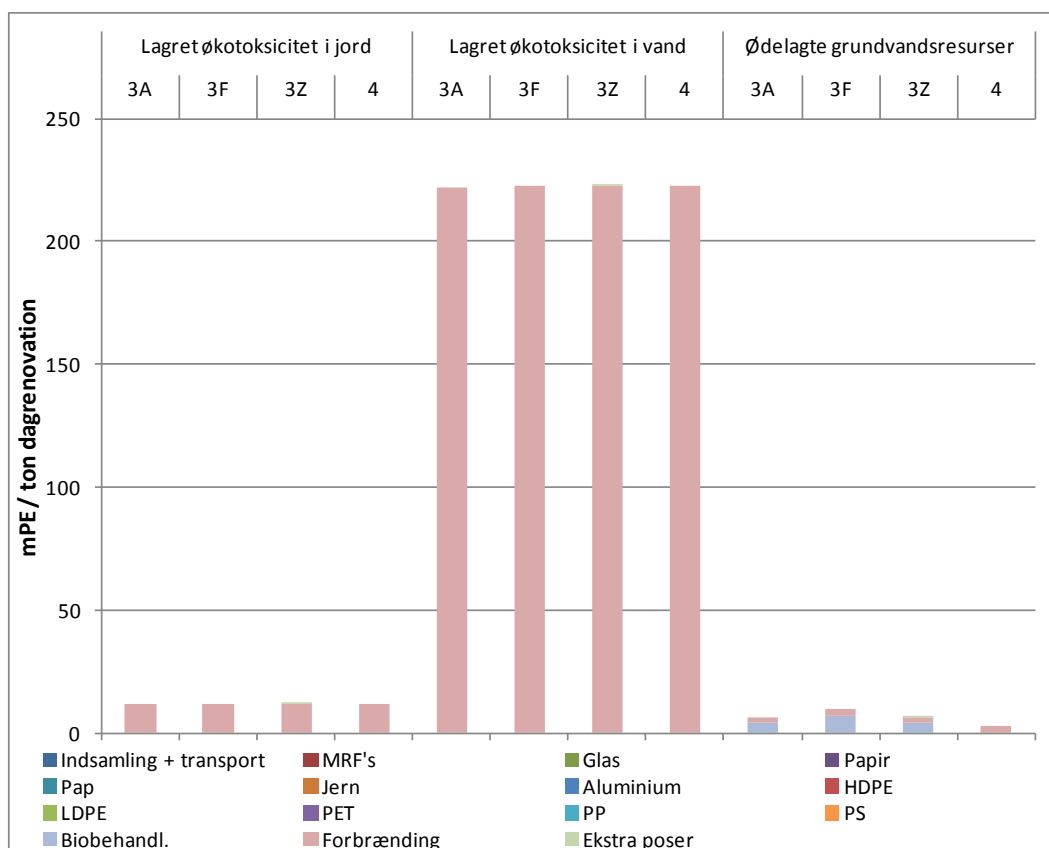
Scenarie 3AFZ & 4



Figur 58. Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 3AFZ og 4 fordelt på livscyklusfaser, 250.000 etageboliger

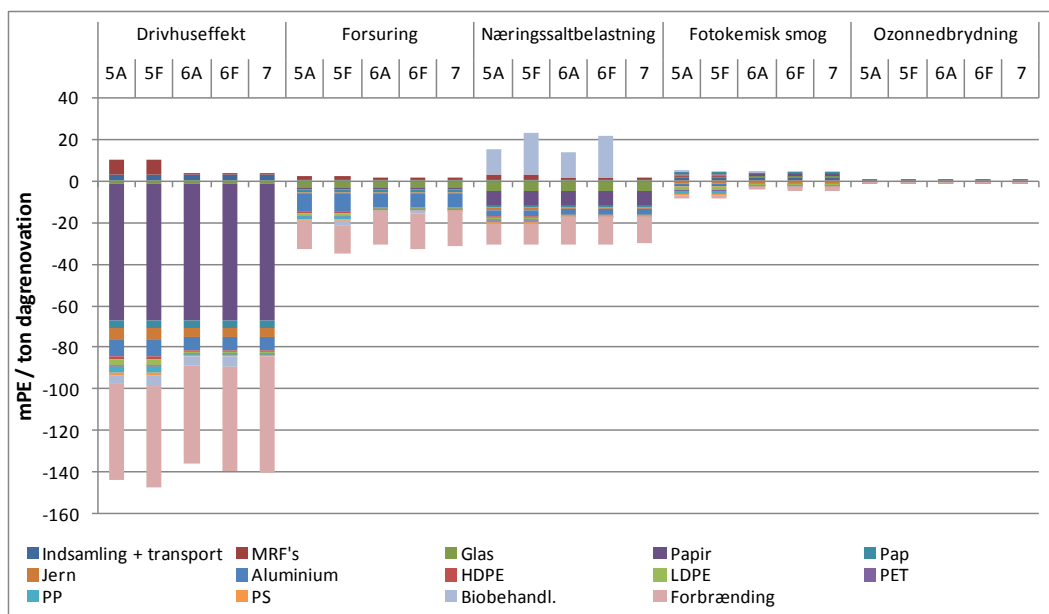


Figur 59. Toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 3AFZ og 4 fordelt på livscyklusfaser, 250.000 etageboliger

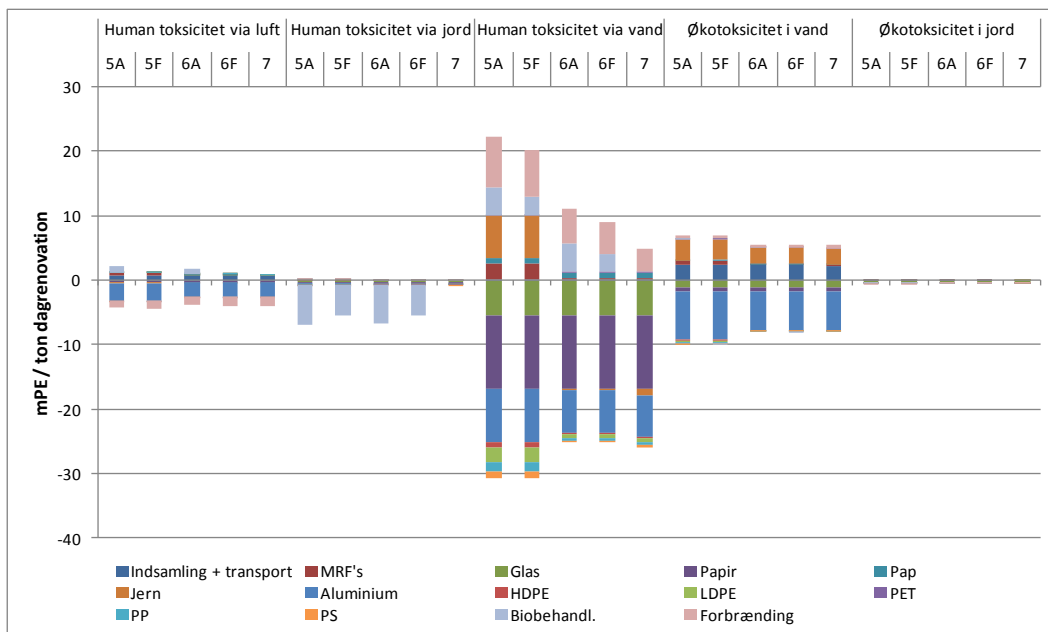


Figur 60. "Andre" potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 3AFZ og 4 fordelt på livscyklusfaser, 250.000 etageboliger

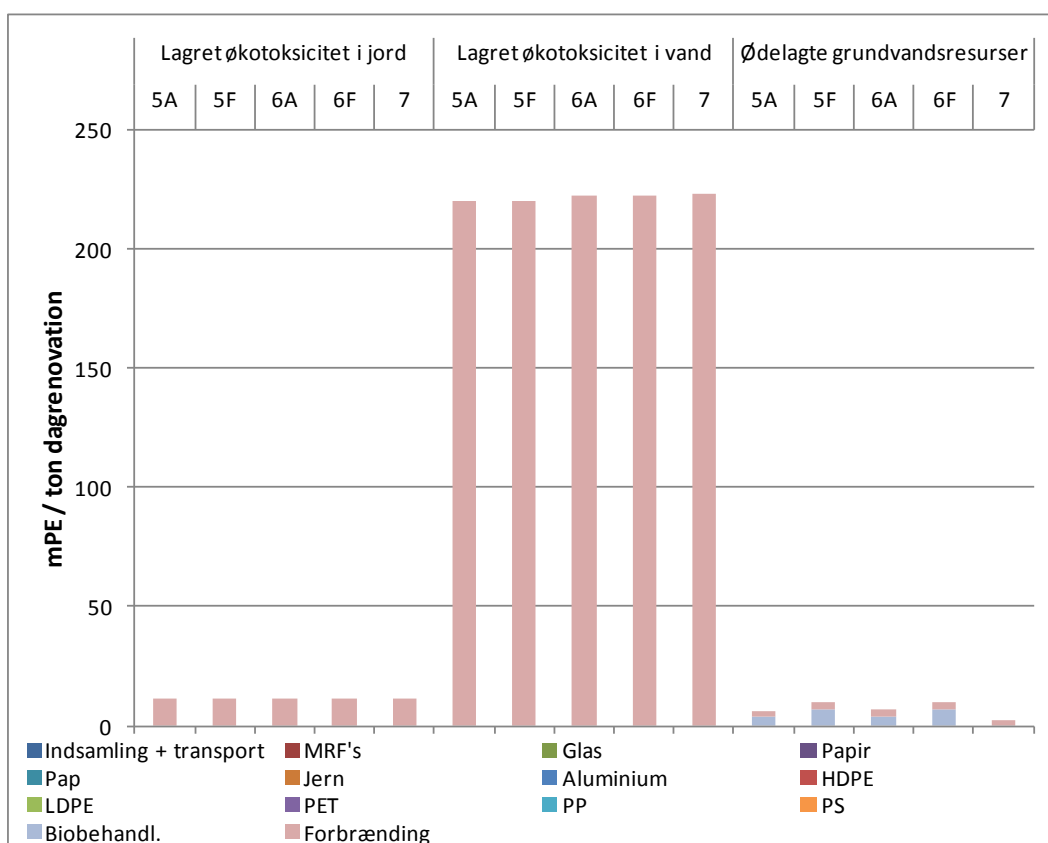
Scenarie 5AF, 6AF & 7



Figur 61. Ikke-toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 5AF, 6AF og 7 fordelt på livscyklusfaser, 250.000 etageboliger



Figur 62. Toksiske potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 5AF, 6AF og 7 fordelt på livscyklusfaser, 250.000 etageboliger



Figur 63. "Andre" potentielle miljøpåvirkninger i scenarie 5AF, 6AF og 7 fordelt på livscyklusfaser, 250.000 etageboliger

Bilag 7

Notat om udvælgelse af genanvendelsesprocesser

7.1 Introduktion

I forbindelse med DTU Miljø udførelse af projektet ”Øget genanvendelse af dagrenovation” ønskes der fra Miljøstyrelsens side en undersøgelse af, hvilke livscyklusopgørelser (LCI'er) for anvendte teknologier, der er tilgængelige for LCA delen af projektet i forskellige LCA-databaser. Der er her specielt fokus på genindvindings-teknologier og de dertil hørende processer for produktion af jomfruelige materialer, idet miljøprofilen af genvinding til stor del afhænger af valget af disse processer. På baggrund af de fundne processer udvælges en proces for hver materialefraktion, således at projektets datagrundlag fastlægges bedst muligt.

Da projektets metode er konsekvens-LCA, drejer det sig om - som resultat af en forandring af affaldssystemet - at udvalge den berørte dvs. marginale proces. I de tilfælde, hvor man kender det konkrete genindvindingsanlæg og er i besiddelse af en LCI for anlægget, er sagen klar, men hvis der ikke foreligger en LCI, er det nødvendigt at finde en anden repræsentativ proces. Dette kompliceres af, at genindvindingsmaterialer ofte handles på det internationale marked, hvor det er vanskeligt at følge materialernes vej til genvindingsfabrikkerne. Desuden kan valg af genvindingsanlæg være underlagt markedsvilkår, som kan skifte med samfundets generelle økonomiske situation. For de substituerede primærprocesser gælder de samme forhold, idet markedsvilkår også her spiller en væsentlig rolle for, hvilke produktionsprocesser der erstattes af genindvinding. Der er derfor behov for en beskrivelse af en udvælgelsesprocedure for repræsentative marginale processer i de tilfælde, hvor det ikke er muligt at benytte den konkrete marginale proces, enten fordi en LCI ikke eksisterer eller den marginale proces ikke kan fastslås pga. markedsforskel.

En indledende screening af et antal databaser viste, at der var stor variation i de potentielle miljøpåvirkninger i mange påvirkningskategorier for processer, som beskriver samme type teknologi. Som det vil fremgå af det følgende, kan der være flere størrelsesordners forskel på potentielle miljøpåvirkninger i enkelte miljøpåvirkningskategorier. Af den grund er der behov for at sikre, at de korrekte processer og teknologier bliver valgt vha. en metode, som er rimelig både med hensyn til klarhed og standardisering omkring udvælgelsen.

Notatet består af en indledende beskrivelse af hvilke databaser, der er til rådighed samt en beskrivelse af den fastlagte udvælgelsesprocedure, som sker vha. fem trin. Resultater af undersøgelsen af de respektive LCA-databaser vises på fire figurer for hver materialefraktion – to for genvindingsprocessen og ligeledes to for processen for jomfruelig produktion (figurerne opdeles i hhv. ikke-toksiske og toksiske potentielle miljøpåvirkninger, derfor bliver der to figurer for hver proces). For hver materialefraktion følger udvælgelsen af den mest hensigtsmæssige proces baseret på de opstillede udvælgelseskriterier. Til slut præsenteres de udvalgte processer for samtlige materialefraktioner.

7.2 Metode og udvælgelseskriterier for genindvindings teknologier og primærproduktioner

For at sikre at de mest repræsentative teknologier/processer bliver valgt, er en udførlig databasesøgning blevet udført i følgende databaser (se referencelisten for komplette navne og web-adresser):

- GEMIS
- ELCD/ILCD
- Chalmers (Svensk LCI database)
- EcoInvent
- EU & DK Input Output Database
- Industry Data 2.0
- LCA Food DK
- Swiss Input Output Database
- USA Input Output Database
- USA Input Output Database System Expansion
- USLCI
- Plastic Europe
- EASEWASTE
- GaBi 4

Softwareprogrammet SimaPro har været benyttet til at søge i de fleste af databaserne med undtagelse af GEMIS, Chalmers, EASEWASTE og GaBi 4.

Hver database er blevet gennem søgt for papir/pap-, plast- (HDPE, LDPE, PET, PP og PS), jern-, aluminium- og glasgenindvindingsprocesser og primærproduktionsprocesser. Processer, som er for specifikke (baseret på en subjektiv vurdering), f.eks. en genindvindingsproces til fremstilling af aluminiumsbeslag til døre fra aluminiumsaffald, bliver udeladt fra begyndelsen og indgår ikke i den videre udvælgelsesprocedure. De resterende processer blev undersøgt på en række parametre, og der blev foretaget en LCIA af processerne efter UMIP-metoden.

Ud af disse brutto-processer blev de endelige teknologier/processer udvalgt, som anvendes i nærværende LCA om øget genanvendelse af dagrenovation. Dette skete ud fra en række kriterier, som er opstillet for at få en sammenhængende vejledning til selve udvælgelsen og som i tilfælde af, at der er flere brugbare processer, kan benyttes til at vælge den "rigtige".

Teknologier/processer er blevet valgt ud fra følgende fem kriterier:

1. CO₂-emissioner ligger inden for intervaller som angivet i "Fastlæggelse af data for materialeanvendelse til brug i CO₂-opgørelser" (Wenzel & Brogaard, 2011)
2. Udviser ikke ekstreme afvigelser i andre miljøpåvirkningskategorier
3. Sammenhæng i output fra genindvindings teknologi og primærproduktion
4. Nyeste årstal for LCI
5. Relevant geografisk placering
6. Datakvalitet

Teknologierne blev vurderet med udvælgelseskriterierne 1 til 5, således at processer, som ikke opfyldte kriterierne 1 til 3 blev sorteret fra, som værende ikke-repræsentative for de søgte marginale processer. Derefter benyttedes punkt 4 til 5 til finsorteringen af de resterende processer. De enkelte udvælgelseskriterier er beskrevet mere detaljeret i det følgende.

Kriterium 1: CO₂-emission

Det første udvælgelseskriterium bygger på en rapport fra affald danmark, der beskriver CO₂-opgørelser fra forskellige materialeanvendelsesprocesser (Wenzel & Brogaard, 2011). I

rapporten findes et interval for CO₂-besparelser (og i visse tilfælde nettoemissioner) for forskellige materialefraktioner. Man skal dog være opmærksom på, at intervallerne inkluderer primærproduktionen og genindvindingsprocessen. Dette bevirker, at intervallet for primærproduktionerne alene som regel vil give en større besparelse, idet belastningerne fra genindvindingsprocesserne ikke er inkluderet. Tabel 1 viser CO₂-opgørelser for forskellige materialefraktioner.

Tabel 64 CO₂-opgørelser for forskellige materialegenindvindingsprocesser

Proces (genindvinding- og primærproduktion)	Interval 1(inklusive alternativ anvendelse af sparet træ til brændsel) (CO ₂ -eq/ton)	Interval 2 (uden alternativ anvendelse af sparet træ til brændsel) (CO ₂ -eq/ton)	Interval (PE)*
Hvidt papir	-2.600 til -2.000	-700 til 0	-0,34 til 0
Avispapir	-4.100 til -2.000	-2.700 til -900	-0,53 til -0,12
Bølgepap	-2.400 til -1.600	-400 til 400	-0,31 til 0,05
Stål	-3.000 til -800		-0,39 til -0,10
Aluminium	-15.100 til -4.000		-1,95 til -0,52
Glas	-1.100 til -30		-0,14 til 0
PE	-2.300 til -400		-0,30 til -0,05
PET	-2.700 til -700		-0,35 til -0,09

Data fra Wenzel & Brogaard (2011)

*) 1PE = 7730 CO₂-eqv/år jf. Laurent et al. (2011)

Da CO₂-emission for tiden spiller en afgørende rolle i miljøvurderinger, og da denne rapport danner databaggrund for en rapport om CO₂-opgørelser i affaldsbranchen (affald danmark, 2011), som har haft deltagelse af en lang række aktører – også videnskabelige - forekommer det derfor rimeligt at forlange, at processer skal ligge inden for de her opstillede intervaller for CO₂-opgørelser for at kunne anses for repræsentative.

Kriterium 2: Afvigelser

Hvis en eller flere processer afviger ekstremt meget i en eller flere effektkategorier i forhold til de fleste andre, fravælges denne/disse. Det er her en subjektiv vurdering, hvornår der er tale om "ekstremt" stor afvigelse, men vi har intet grundlag for at lægge os fast på en bestemt overskridelse af gennemsnitsværdier. Dette kriterium anvendes dog ikke på de toksiske effektkategorier i det der er generel enighed om, at disse er mere usikre end de ikke-toksiske (Laurant et al, 2011).

Kriterium 3: Sammenhæng i output fra genindvindingsteknologi og primærproduktion

For at sikre sammenlignelighed er det vigtigt at genindvindingsteknologien og primærproduktionen har samme output. Der er her tale om, at fravælge genindvindingsteknologier og primærproduktionsprocesser, som ikke passer sammen – det er ikke et egentligt kvalitetskriterium.

Kriterium 4: Nyeste årstal for LCI

Er der flere forskellige dataset, som beskriver samme proces, vil de nyeste data have fortrinsret, medmindre det er i konflikt med kriterium 5. Med nyeste menes det årstallet, hvor de gældende data er målt/fundet og ikke året rapporten er blevet offentliggjort i.

Kriterium 5: Geografisk placering

Det sidste udvælgelseskriterium er geografisk placering, hvilket har stor indflydelse på valget af især elproduktion for en given proces; dette kriterium vil dog kun anvendes, hvis flere processer opfylder de første fire kriterier. Det geografiske kriterium er især relevant i forbindelse med projekter som det nærværende, hvor genindvindingsteknologiernes geografiske placering er givet på forhånd.

Kriterium 6: Datakvalitet

I forlægelse af kriterium 4 laves et kriterium som skal sikre at baggrundsdata kan findes, er det ikke muligt at finde ud af hvor dataene stammer fra udlukkes datasættet. Anvendes kun på de udvalgte processer for at spare tid, så ikke alle baggrundsrapporter skal opstøves.

Vurdering af miljømæssige effekter

I det følgende kapitel 3 beregnes de potentielle miljøpåvirkninger for samtlige genvindingsprocesser samt primærproduktionsprocesser, der blev fundet i de undersøgte databaser. De potentielle miljømæssige effekter vurderes ved hjælp af UMIP-metoden (Wenzel et al., 1997) og angives i personækvivalenter per ton for hver materialefraktion. Der anvendes karakteriseringsreferencer fra 1994 med opdaterede værdier samt normaliseringsreferencer fra 2004 (Laurent et al., 2011). Normaliseringsreferencerne kan ses i Tabel 65 nedenfor.

Tabel 65 Normaliseringsreferencer for ikke toksiske og toksiske potentielle miljøpåvirkninger iflg. Laurent et al (2011)

Potentielle miljøeffekter	Enhed	Vigtige stoffer	Normaliseringsreference
Ikke toksiske			
Drivhuseffekt	kg CO ₂ -ækv.	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O, CO	7.730
Ozonnedbrydning	kg CFC11-ækv.	CFC-gasser	0,0205
Forsuring	kg SO ₂ -ækv.	SO ₂ , NO _x , NH ₃	54,8
Fotokemisk smog	kg C ₂ H ₄ -ækv.	VOC	13,4
Næringssaltbelastning	kg NO ₃ ⁻ -ækv.	NO ₃ , NO _x , NH ₃ , PO ₄	45,9
Toksiske			
Humantoksicitet via vand	m ³ vand	Tungmetaller, dioxin	47.200
Humantoksicitet via luft	m ³ luft	VOC	3,58 * 10 ¹⁰
Humantoksicitet via jord	m ³ jord	Tungmetaller, VOC	8.060
Økotoksicitet, jord, kronisk	m ³ jord	Tungmetaller, VOC	222.000
Økotoksicitet, vand, kronisk	m ³ vand	PAH, tungmetaller	2.960.000
Resurseforbrug	kg		0,817

7.3 Resultater og diskussion

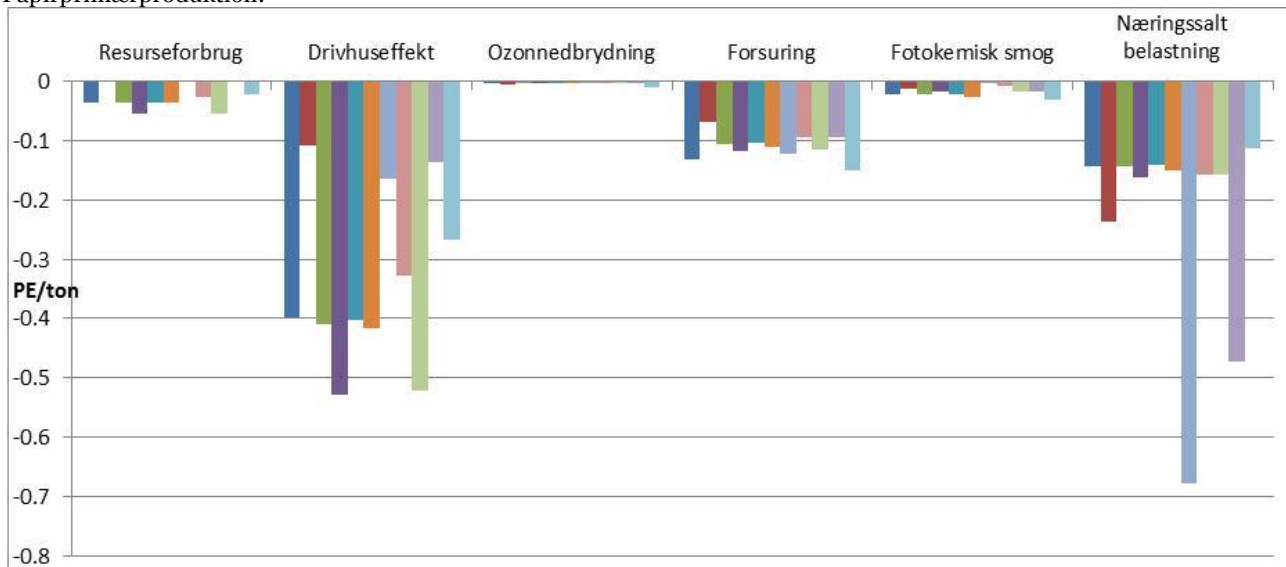
Dette kapitel viser normaliserede potentielle miljøpåvirkninger for samtlige udvalgte primær- og genvindingsprocesser, og for hver materialefraktion bliver udvælgelseskriterierne brugt for til sidst kun at have én proces tilbage, som vil blive anvendt projektet. Hver enkelt materialefraktion vil blive gennemgået for sig efter følgende fremgangsmåde:

1. Præsentation af potentielle miljøeffekter i to figurer (ikke-toksiske og toksiske).
2. En tabel med signaturforklaring som refererer til begge overstående figurer. Proces nummer 1 i signaturforklaringen svarer til den første kolonne (længst til venstre) på figurerne, proces nummer 2 til den anden osv.
3. En punktvis gennemgang af udvælgelseskriterierne, som beskriver hvilke processer, der ekskluderes eller inkluderes.
4. Til sidst angives den valgte proces.

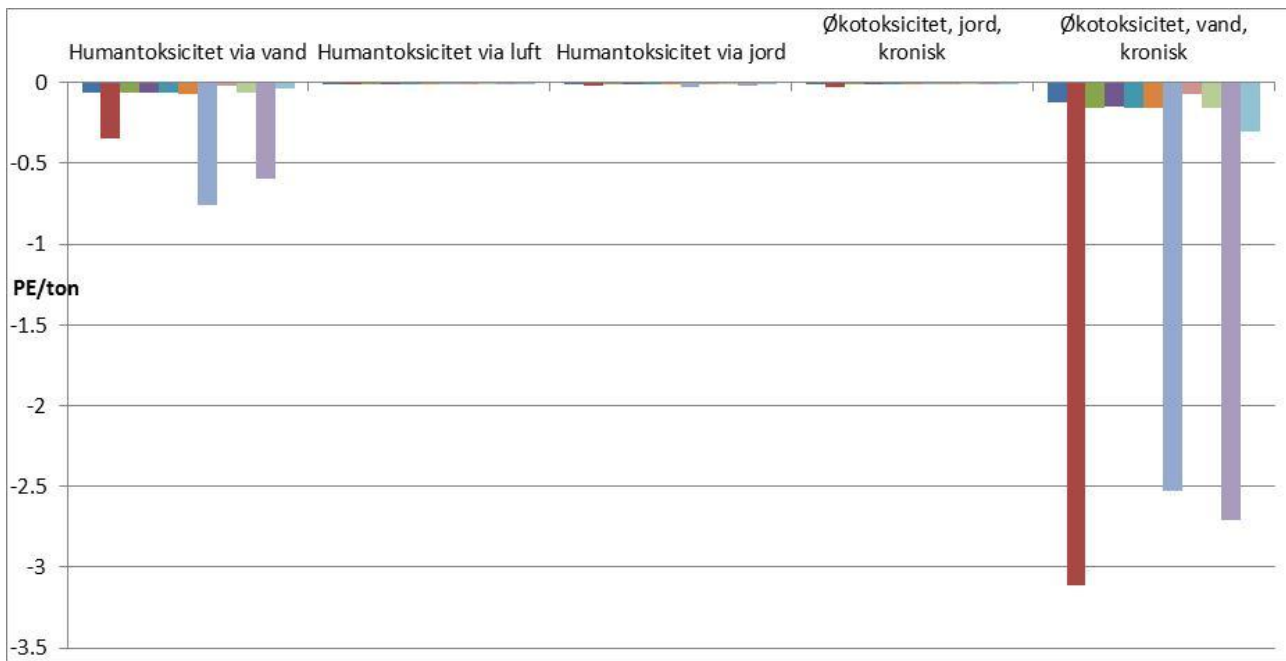
Primærproduktionen er illustreret som en besparelse for miljøet, fordi det er den proces der substitueres og tilsvarende er genvindingsprocesserne illustreret som en belastning.

7.3.1 Papir & pap

Papirprimærproduktion:



Figur 64 Ikke-toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af papir.



Figur 65 Toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af papir.

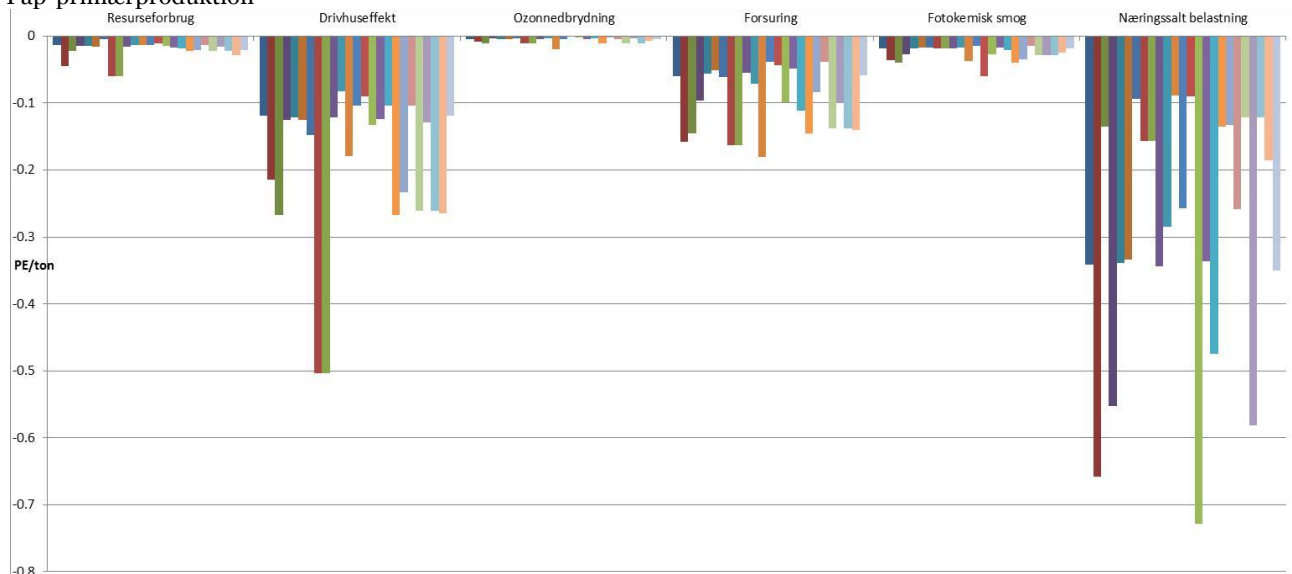
Tabel 66 Signaturforklaring til Figur 64 og Figur 65.

#	Proces	År	Database
1	Virgin Newspaper, Europe (generic), 2001	2001	EASEWASTE
2	Paper, newsprint, at plant CH S	2003	EcoInvent
3	Printing paper, Kvarnsveden, Sweden (incl. transportation), weighted avg. 2005+2006+2007	2007	EASEWASTE
4	Printing Paper incl. alternative Use og Fuel, Sweden, 2005	2005	EASEWASTE
5	Printing Paper, Sweden, Terminated, Weighted avg. 2005/2006/2007	2007	EASEWASTE
6	Printing Paper incl. Forestry, Sweden, 2005	2005	EASEWASTE
7	Paper, newsprint, 0% DIP, at plant RER S	2003	EcoInvent
8	Printing Paper (incl. transportation), Kvarnsveden, Sweden, avg. 2005/2007	2007	EASEWASTE
9	Printing Paper incl. alternative Use of Fuel, Sweden, Terminated, 2005	2005	EASEWASTE
10	Paper, newsprint, DIP containing, at plant RER S	2003	EcoInvent
11	Virgin Fine Paper, Europe (generic), 2001	2001	EASEWASTE

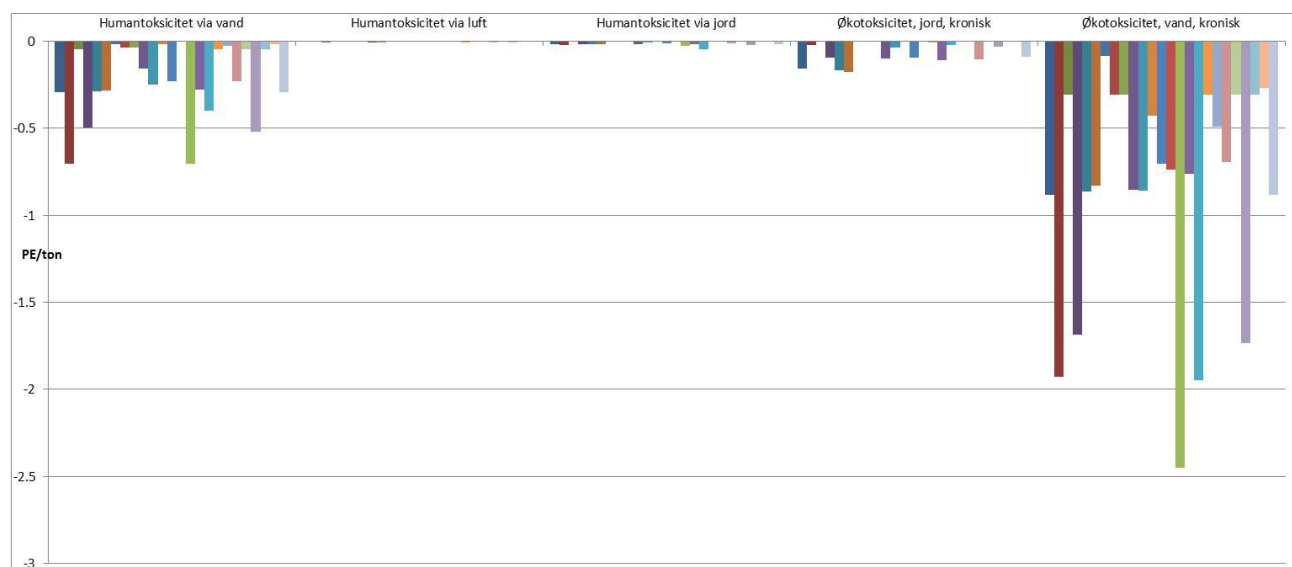
Nr. 1 refererer til søjlen længst til venstre og nr. 11 til søjlen længst til højre for hver miljøpåvirkningskategori

1. Der er to intervaller for papir (hvidt papir og avisrapir) og til sammen går intervallet fra -0,53 PE til 0 PE, hvilket ikke ekskluderer nogen processer ifølge intervallerne beskrevet i Tabel 64 .
2. Der er tre processer som skiller sig ud nr. 2, 7, 10 i kategorierne næringssaltbelastning, humantoksicitet via vand og økotoksicitet, vand, kronisk, som derfor fjernes.
3. Der findes genindvindingsprocesser som har samme output som primærproduktionerne, så ingen ekskluderes.
4. De nyeste data er fra 2007, og inkluderer proces nummer 3, 5 og 8.
5. Ifølge Idékataloget (Econet, 2011), som danner grundlag for LCA'en, skal papir transporteres til Sverige, og da alle tre tilbageværende processer er fra Sverige, er der så at sige frit valg. Proces 3 vælges.

Pap-primærproduktion



Figur 66 Ikke-toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af pap.



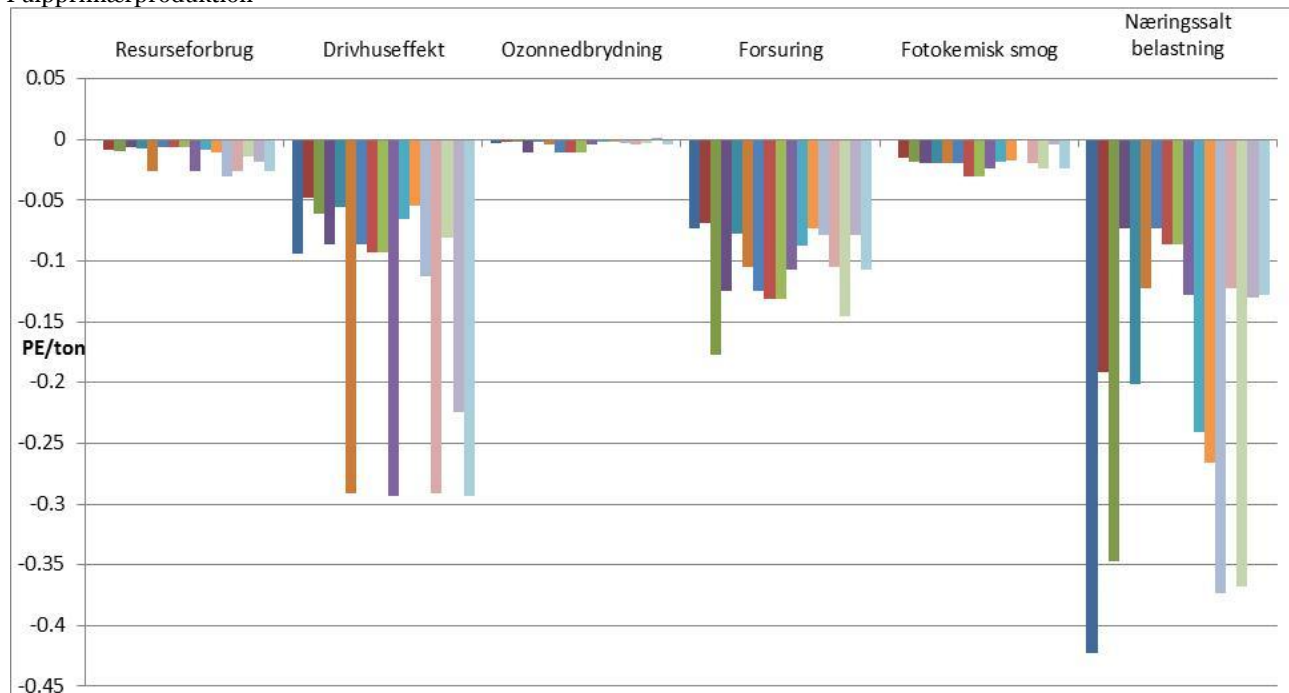
Figur 67 Toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af pap.

Tabel 67 Signaturforklaring til Figur 66 og Figur 67.

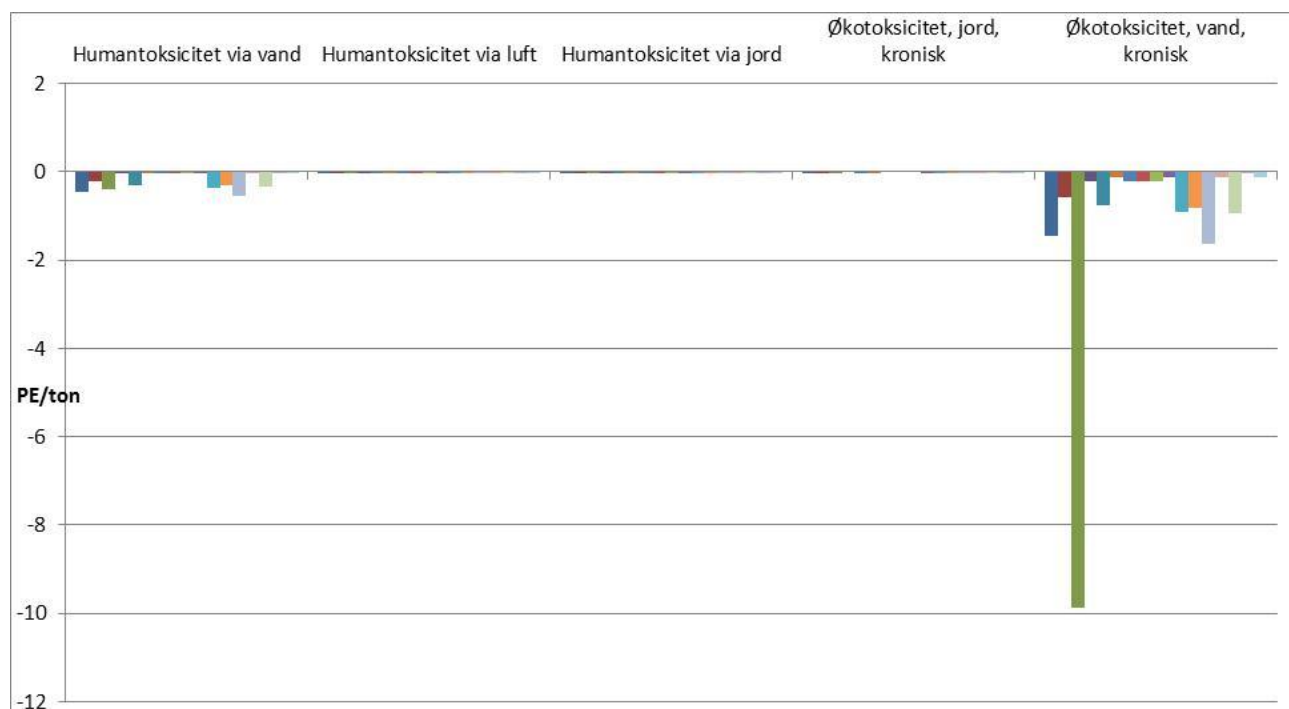
#	Proces	År	Database
1	Corrugated board, mixed fibre, single wall, at plant RER S	2007	EcoInvent
2	Kraftpaper, bleached, at plant RER S	2003	EcoInvent
3	Cardboard incl. Forestry, Sweden, 2005	2005	EASEWASTE
4	Corrugated board, fresh fibre, single wall, at plant RER S	2007	EcoInvent
5	Corrugated board, recycling fibre, double wall, at plant RER S	2007	EcoInvent
6	Corrugated board, recycling fibre, single wall, at plant RER S	2007	EcoInvent
7	Corrugated board base paper, technology mix, prod. mix, EU-25 S	2010	ELCD
8	Cardboard incl. alternative Use of Fuel, Sweden, Terminated, 2005	2005	EASEWASTE
9	Cardboard incl. alternative Use of Fuel, Sweden, 2005	2005	EASEWASTE
10	Corrugated board, recycling fibre, double wall, at plant CH S	2007	EcoInvent
11	Corrugated board base paper, kraftliner, at plant RER S	2007	EcoInvent
12	Virgin Cardboard, Europe (generic), 2001	2001	EASEWASTE
13	Corrugated board base paper, testliner, at plant RER S	2007	EcoInvent
14	Virgin Cardboard, Finland, 1997	1997	EASEWASTE
15	Corrugated board base paper, semichemical fluting, at plant RER S	2007	EcoInvent
16	Corrugated board, recycling fibre, single wall, at plant CH S	2007	EcoInvent
17	Kraftpaper, unbleached, at plant RER S	2007	EcoInvent
18	Cardboard incl. Forestry, Sweden, Terminated, 2005	2005	EASEWASTE
19	Cardboard, Skoghall Mill, Sweden, 2005	2005	EASEWASTE
20	Corrugated board base paper, wellenstoff, at plant RER S	2007	EcoInvent
21	Cardboard, Sweden, 2005, Terminated	2005	EASEWASTE
22	Corrugated board, fresh fibre, single wall, at plant CH S	2007	EcoInvent
23	Cardboard, Skoghall Mill, Sweden, weighted average 2005+2007	2007	EASEWASTE
24	Cardboard, Skoghall Mill, Sweden, 2007	2007	EASEWASTE
25	Corrugated board, mixed fibre, single wall, at plant CH S	2007	EcoInvent

1. Intervallet går fra -0,31 PE til 0,05 PE, hvilket ekskluderer proces nummer 8 og 9.
2. Der er fem processer som skiller sig ud i kategorierne næringssaltbelastning, humantoksicitet via vand og økotoksicitet, vand, kronisk. Det er nr. 2, 4, 15, 17, 22, som ekskluderes.
3. Der findes genindvindingsprocesser, som har samme output som primærproduktionerne, så ingen ekskluderes.
4. De nyeste data er fra 2007 og 2010, og inkluderer kun proces nummer 7.
5. Ifølge Idékataloget transporteres pap til Sverige, hvilket inkluderer proces nr. 23 og 24. Valget står nu i mellem proces 7, 23 og 24. Proces 24 vælges, fordi de to andre er gennemsnitsprocesser, og det forsøges, i den omfang det er muligt, at anvende marginale processer. Proces 24 vælges.

Pulpprimerproduktion



Figur 68 Ikke-toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af pulp.



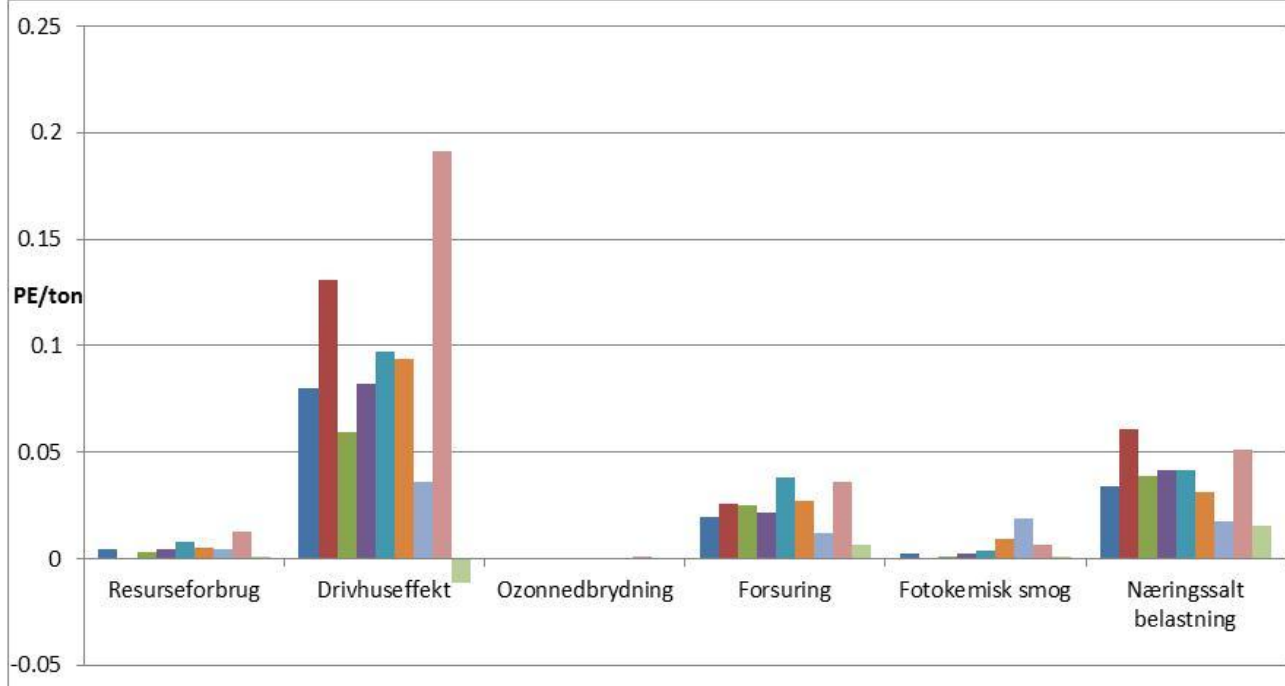
Figur 69 Toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af pulp.

Tabel 68 Signaturforklaring til Figur 68 og Figur 69.

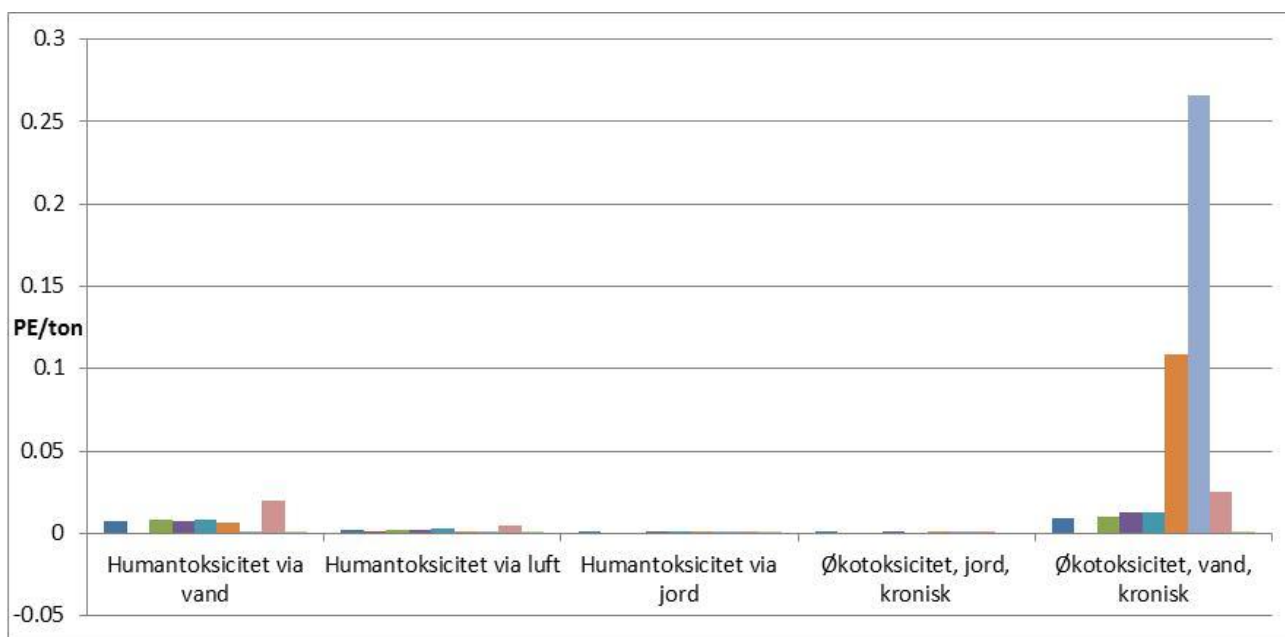
#	Proces
1	Thermo-mechanical pulp, at plant/RER S
2	Sulphate pulp, unbleached, at plant RER S
3	Sulphate pulp, bleached, at plant RER S
4	Sulphate Pulp, Sweden, (MST rapport), TERMINATED, 2001
5	Sulphate pulp, TCF bleached, at plant RER S
6	CTMP Pulp, Sweden, (MST rapport), 2001
7	Sulphate Pulp, Sweden, (MST rapport), 2001
8	Sulphate Pulp incl. Forestry, Sweden, 2001
9	Sulphate Pulp incl. Forestry, Sweden, 2001, Terminated
10	CTMP Pulp incl. Forestry, Sweden, 2001, Terminated
11	Sulphate pulp, ECF bleached, at plant RER S
12	Sulphate pulp, from eucalyptus ssp. (SFM), unbleached, at pulpmill TH S
13	Chemi-thermomechanical pulp, at plant RER S
14	CTMP Pulp, Sweden, (MST rapport), TERMINATED, 2001
15	Sulphate pulp, from eucalyptus ssp. (SFM), unbleached, TH, at maritime harbour RER S
16	CMTP Pulp, Sweden, 2001, (MST rapport), TERMINATED
17	CTMP Pulp incl. Forestry, Sweden, 2001

1. Der er ikke lavet CO₂-opgørelse for pulp, og der kan derfor ikke ekskluderes nogen.
2. Der er kun en afviger, nemlig proces 3 i effektkategorien økotoksicitet, vand, kronisk, som derfor ekskluderes. Forskellene i f.eks. drivhuseffekt skyldes forskellige processer, og ikke afvigelser.
3. Der er ingen af genindvindingsprocesserne der, har pulp som output, så de ekskluderes alle sammen.

Genindvindingsprocessen



Figur 70 Ikke-toksiske miljøeffektkategorier for genindvindingsprocessen af papir og pap.



Figur 71 Toksiske miljøeffektkategorier for genindvindingsprocessen af papir og pap.

Tabel 69 Signaturforklaring til Figur 70 og Figur 71.

#	Proces	År	Database
1	Recycling: Paper (Different paper and board qualities) to cardboard cores and tubes, liner and paper, Skjern Papirfabrik A/S, Dk, 2001	2001	EASEWASTE
2	Recycling: Paper (Newspaper, magazines and advertisements) to moulded fiber packaging, Brdr Hartmann, Tønder, Dk, 2001	2001	EASEWASTE
3	Recycling: Paper (Mixed high quality paper) to fine paper, Maglemølle + Dalum, DK, 2007	2007	EASEWASTE
4	Recycling: Paper (Different paper and board qualities) to cardboard cores, tubes, liner and paper Skjern Papirfabrik A/S, Dk, 2005	2005	EASEWASTE
5	Recycling: Paper (corrugated board and mixed paper) to liner and fluting, SCA Packaging Djursland A/S, Dk, 2001	2001	EASEWASTE
6	Recycling: Paper (Newspaper and magazines) to Newspaper, Generic EU BAT, 2001	2001	EASEWASTE
7	Recycling: Paper (Cardboard and mixed paper) to cardboard, Fiskybybruk, Sweden, 2006	2006	EASEWASTE
8	Recycling: Paper (Mixed high quality paper) to fine paper, Maglemølle + Dalum, DK, 2001	2001	EASEWASTE
9	Recycling: Paper (Newspaper and magazines) to Newspaper, Stora Enso, Sweden, 2008	2008	EASEWASTE

Udvælgelsen for genindvindingsprocesserne er lidt anderledes end for primærproduktionerne, fordi der er langt færre processer at vælge imellem. Derfor vælges den proces, som passer til primærproduktionen, og hvis der er flere mulige, anvendes udvælgelseskriterierne.

For papir skal outputtet være printerpapir, hvilket to af genindvindingsprocesserne beskriver; nr. 3 og 8. Proces 3 er den nyeste og vælges derfor.

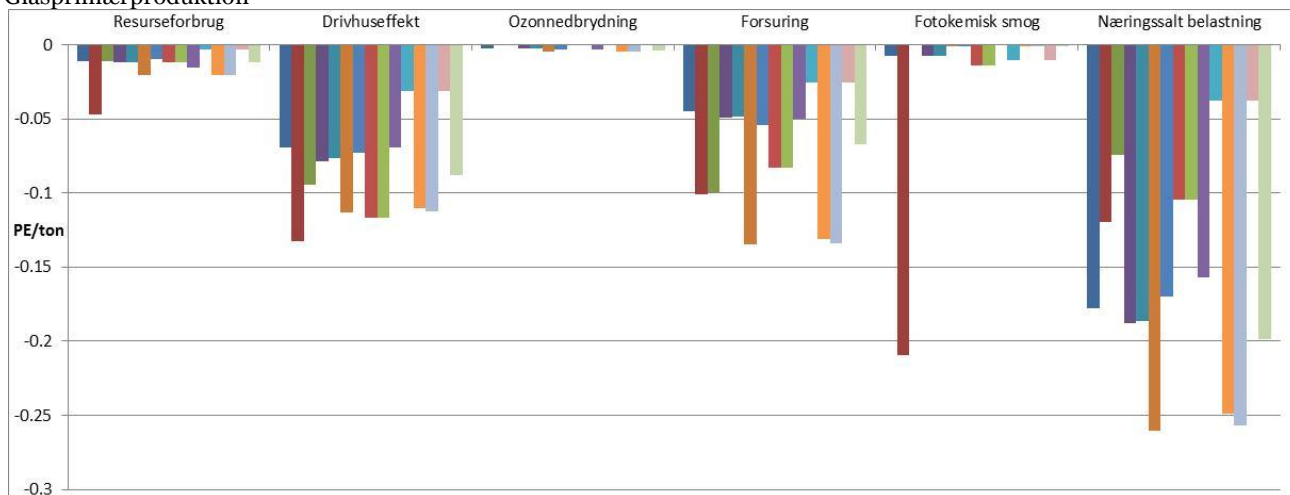
Proces 3 vælges.

For pap skal outputtet være pap, hvilket proces 1, 4 og 7 passer til. Proces 7 vælges, fordi det er den nyeste samt geografisk er placeret i Sverige, som er i overensstemmelse med Idékataloget.

Proces 7 vælges.

7.3.2 Glas

Glasprimærproduktion



Figur 72 Ikke-toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af glas.



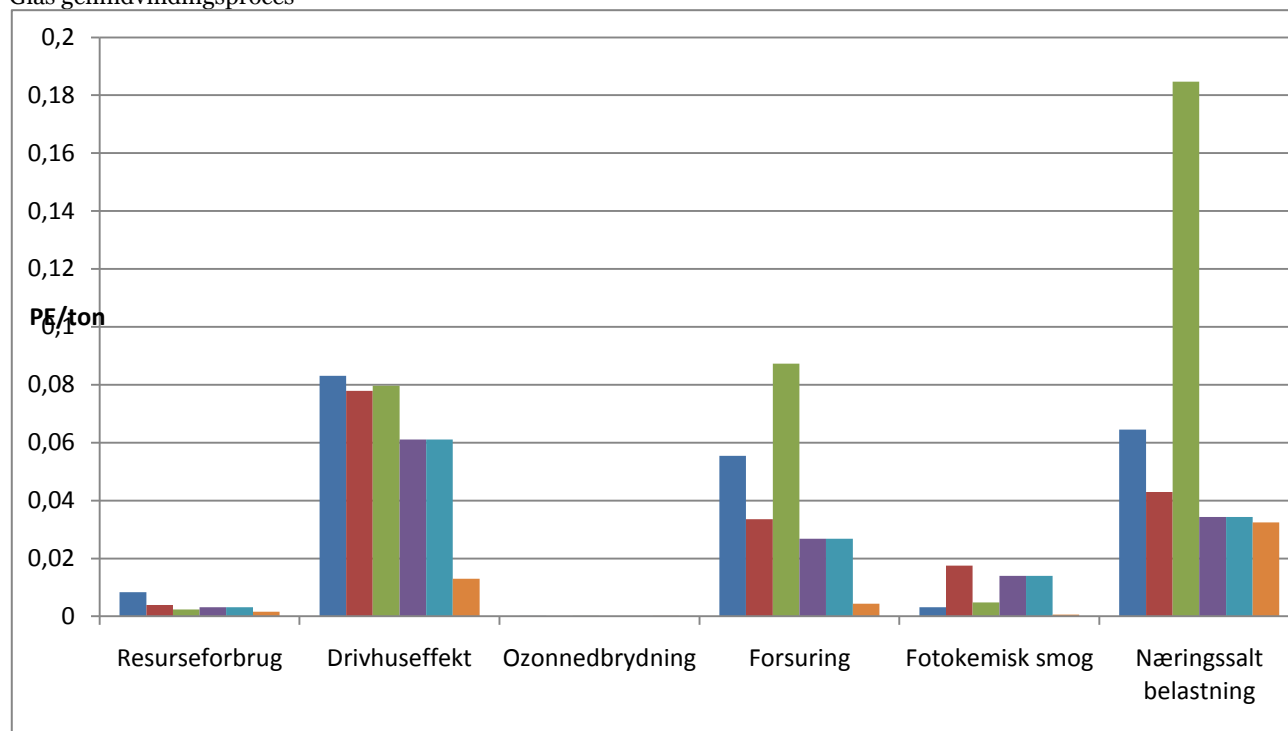
Figur 73 Toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af glas.

Tabel 70 Signaturforklaring til Figur 72 og Figur 73.

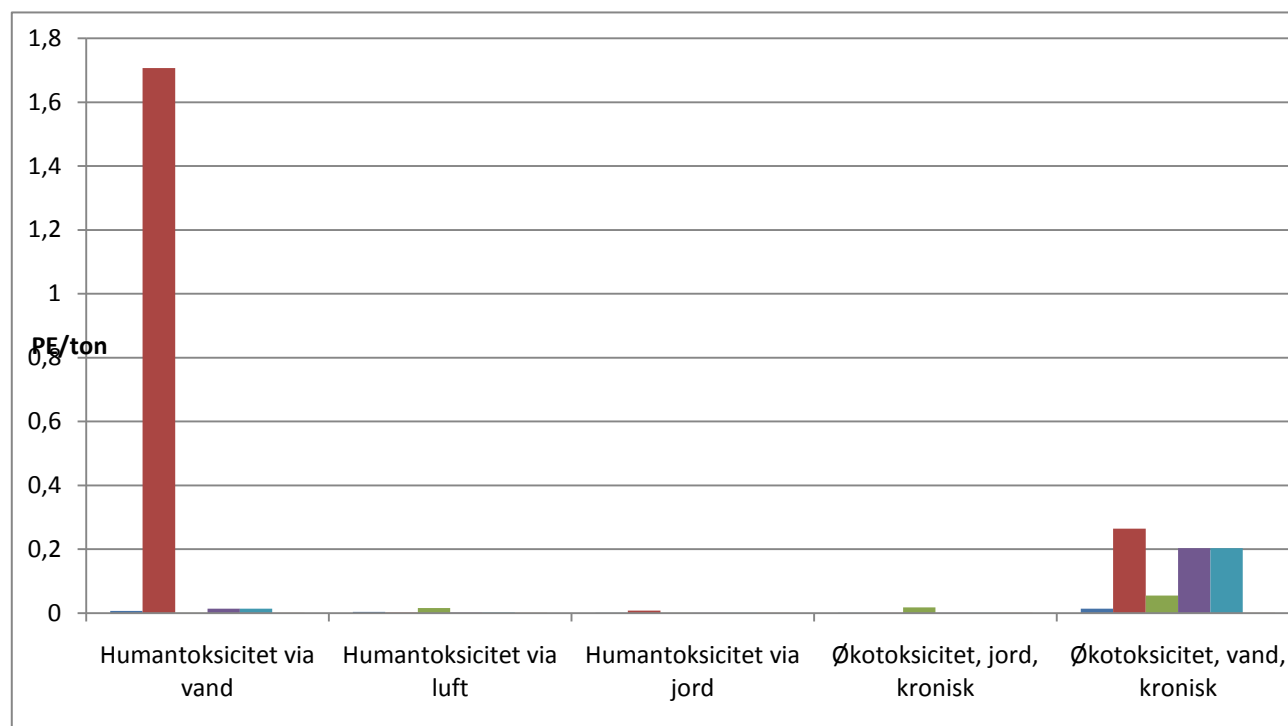
#	Proces	År	Database
1	Packaging glass, green, at plant DE S	2003	EcoInvent
2	Glass (100% primary), Sweden, 2007	2007	EASEWASTE
3	Glass (Primary, 100%) TERMINATED, 1996	1996	EASEWASTE
4	Packaging glass, white, at plant DE S	2003	EcoInvent
5	Packaging glass, brown, at plant DE S	2003	EcoInvent
6	Packaging glass, brown, at plant RER S	2003	EcoInvent
7	Packaging glass, white, at plant CH S	2003	EcoInvent
8	Glass - bottle (primary)		EASEWASTE
9	Glass - bottle (primary), TERMINATED		EASEWASTE
10	Packaging glass, green, at plant CH S	2003	EcoInvent
11	Glass - green (primary, 100%), TERMINATED		EASEWASTE
12	Packaging glass, green, at plant RER S	2003	EcoInvent
13	Packaging glass, white, at plant RER S	2003	EcoInvent
14	Glass - green (primary, 100%)		EASEWASTE
15	Packaging glass, brown, at plant CH S	2003	EcoInvent

1. Intervallet er -0,14 til 0, hvilket ikke ekskluderer nogen processer.
 2. Proces nummer 2 skiller sig ud i miljøpåvirkningskategorien fotokemisk smog og ekskluderes.
 3. Alle primærproduktioner har en tilsvarende genindvindingsproces, og der ekskluderes ikke nogen.
 4. De nyeste data er fra 2003, idet proces 2 er ekskluderet. Desuden ekskluderes proces 3, 8, 9, 11 og 14.
 5. Glas køres ifølge Idékataloget til en genindvindingsfabrik i Danmark, men da der ikke er processer fra Danmark, vælges der processer, som det vurderes, har lignende forhold som Danmark. Det vurderes, at Tyskland er det land, der ligner mest (de andre er Schweiz og Europa generelt). Dette giver følgende processer: 1, 4 og 5.
- Forskellen på de tre inkluderede processer er farven på det glas, der produceres, enten grønt, hvidt eller brunt. Processerne er næsten identiske i effektkategorierne, og proces nr. 5 vælges.
- Proces 5 vælges.

Glas genindvindingsproces



Figur 74 Ikke-toksiske miljøeffektkategorier for genindvindingsprocessen af glas.



Figur 75 Toksiske miljøeffektkategorier for genindvindingsprocessen af glas.

Tabel 71 Signaturforklaring til Figur 74 og Figur 75.

#	Proces	År	Database
1	Recycling: Glass cullet to new bottles (remelting), Denmark, 1998 [-subs]	1998	EASEWASTE
2	Recycling: Glass cullets to new products (60% virgin), Sweden, 2008. [-subs]	2008	EASEWASTE
3	Recycling: Glass cullet to insulation material, Sweden, 2007 [-subs]	2007	EASEWASTE
4	Recycling: Glass cullets (colored) to new products (100% recycled), Sweden, 2008 [-subs]	2008	EASEWASTE
5	Recycling: Glass cullets (clear) to new products (100% recycled), Sweden, 2008 [-subs]	2008	EASEWASTE
6	Recycling, Glass bottles for refilling (cleaning), DK, 2000 [-subs]	2000	EASEWASTE

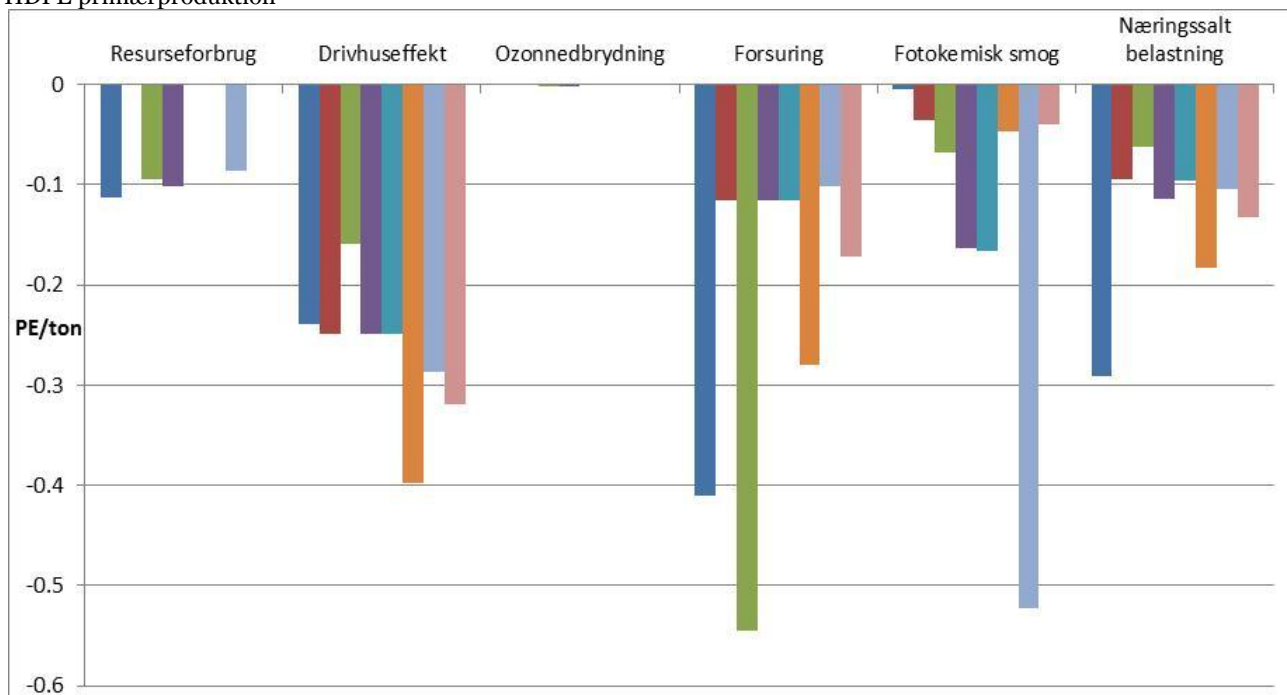
For glas skal outputtet være brunt glas, hvilket tre af genindvindingsprocesserne beskriver; 1, 2 og

4. Proces 4 vælges, fordi det er den nyeste og mest dækkende.

Proces 4 vælges.

7.3.3 Plast

HDPE primærproduktion



Figur 76 Ikke-toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af HDPE.



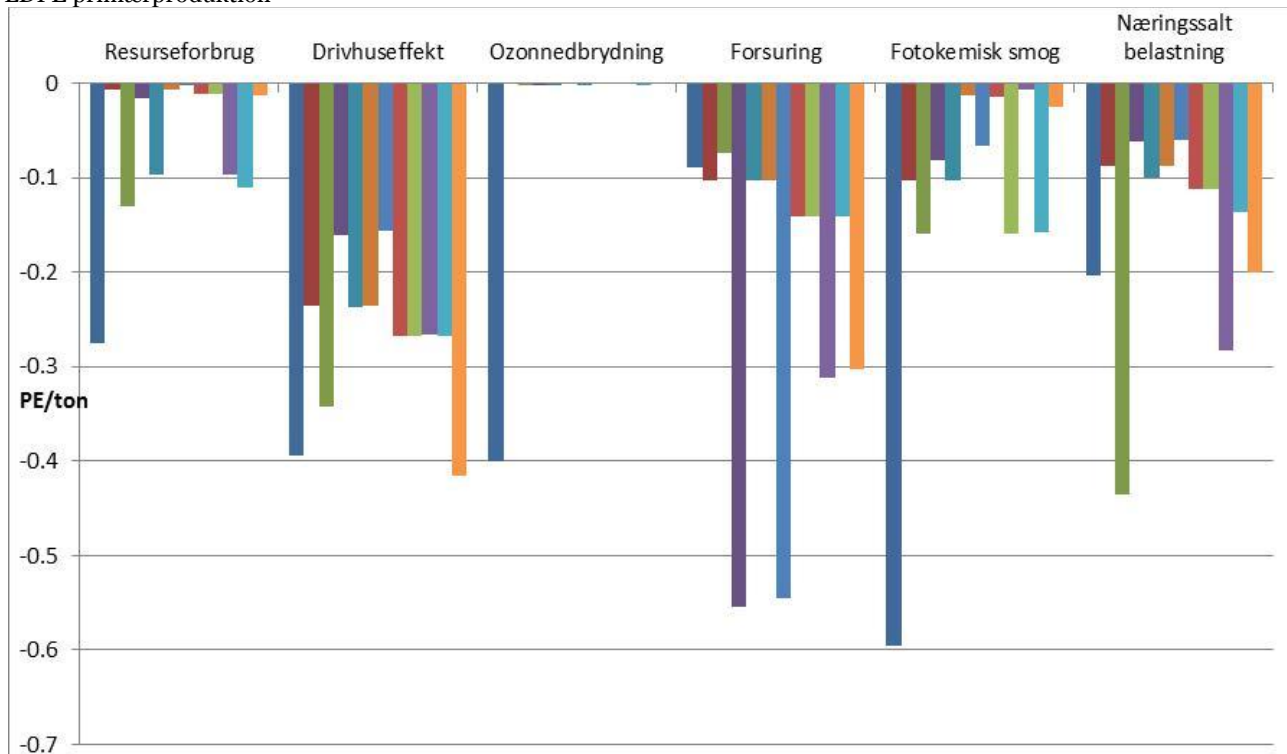
Figur 77 Toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af HDPE.

Tabel 72 Signaturforklaring til Figur 76 og Figur 77.

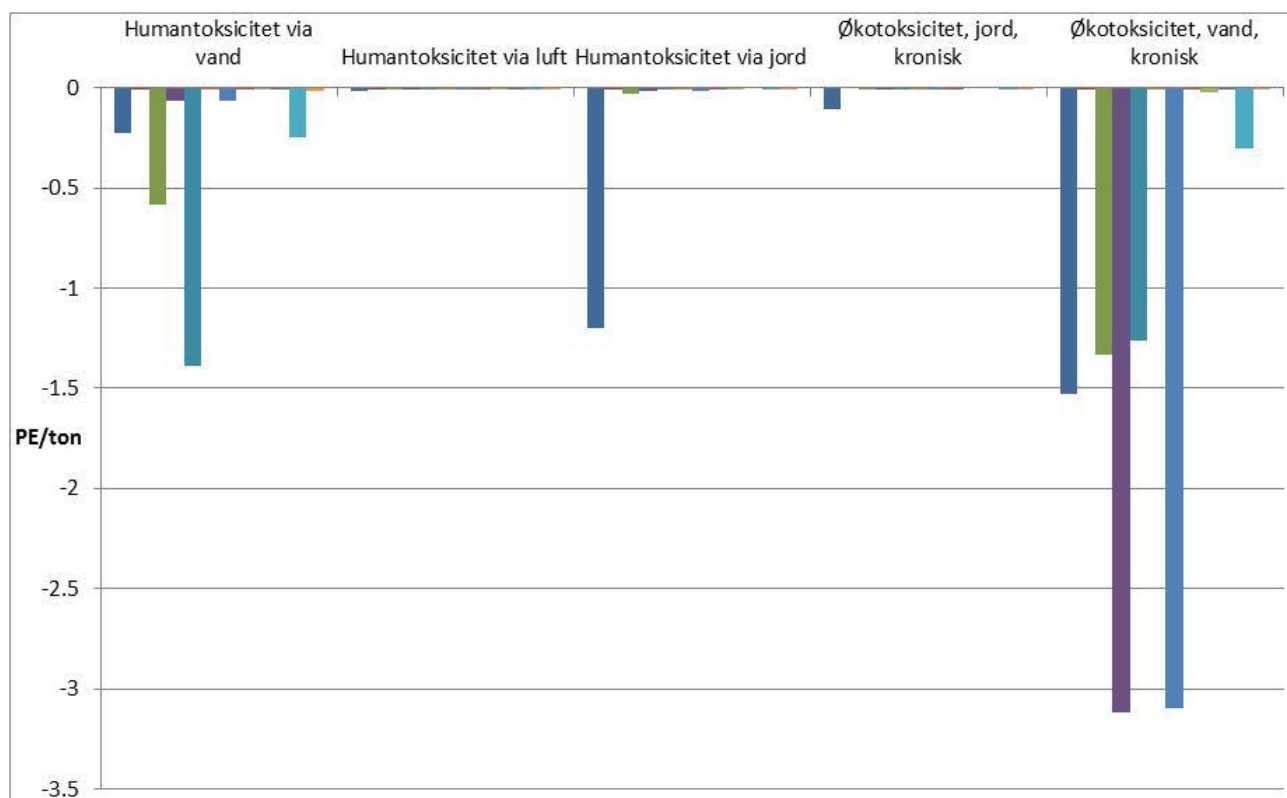
#	Proces	År	Database
1	HDPE, (High Density Polyethylene), Europe, TERMINATED, 1997	1997	EASEWASTE
2	HDPE resin E	2005	Plastic Europe
3	High density polyethylene resin, at plant RNA	2008	USLCI
4	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant RER S	2007	EcoInvent
5	Polyethylene high density granulate (PE-HD), production mix, at plant RER	1999	ELCD
6	HDPE bottles E	2005	Plastic Europe
7	HDPE (High-density polyethylene) Europe, 2002	2002	EASEWASTE
8	HDPE pipes E	2005	Plastic Europe

1. Intervallet for PE er -0,3 til -0,05, hvilket ekskluderer proces 6 og 8.
 2. Proces 1 skiller sig ud mht. forsuring og næringssaltbelastning, proces 3 i forsuring, og proces 7 i fotokemisk smog, så alle tre ekskluderer.
 3. Output fra genindvindingsprocesserne er granulat, og derfor kan kun proces 4 og 5 inkluderes.
 4. Proces 4 er den nyeste og fra 2007 og inkluderes.
 5. Idet hverken proces 4 og 5 ligger i Tyskland, men er generelle europæiske data, holdes der fast i valget af proces 4.
- Proces 4 vælges.

LDPE primærproduktion



Figur 78 Ikke-toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af LDPE.



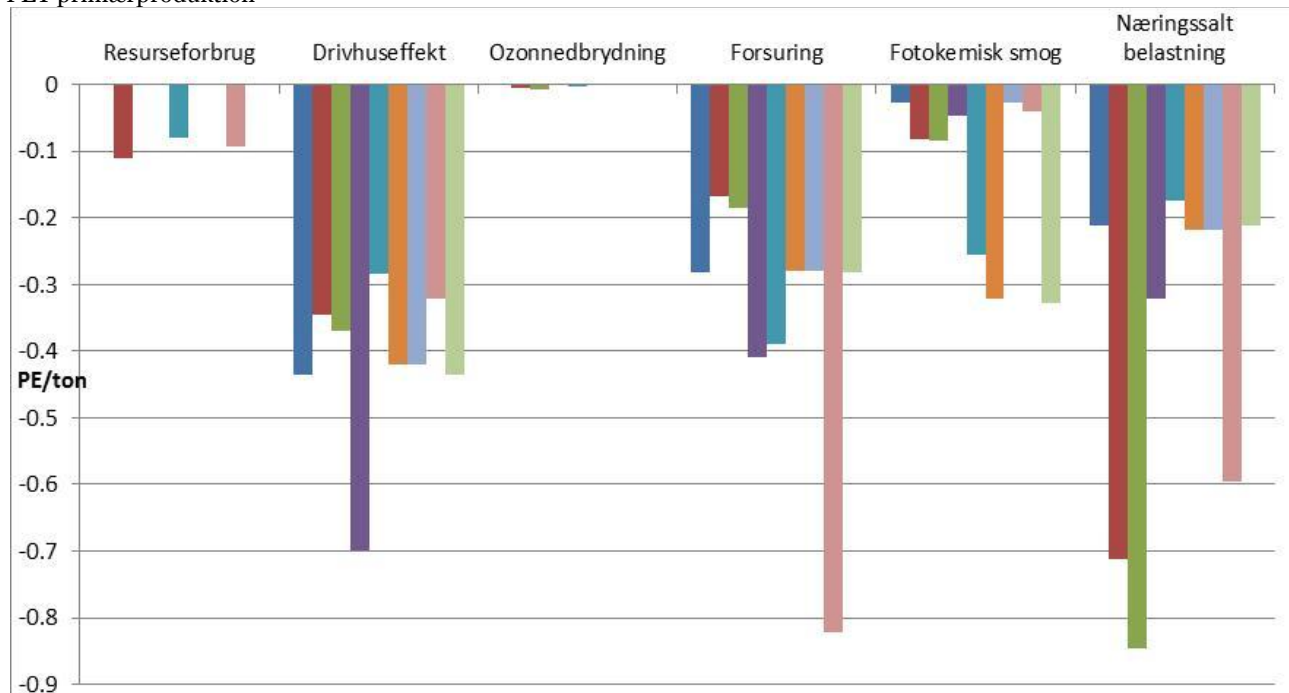
Figur 79 Toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af LDPE.

Tabel 73 Signaturforklaring til Figur 78 og Figur 79.

#	Proces	År	Database
1	LDPE eth S	1996	LCA food DK
2	Polyethylene low linear density granulate (PE-LLD), production mix, at plant RER	2000	ELCD
3	Packaging film, LDPE, at plant RER S	2007	EcoInvent
4	Low density polyethylene resin, at plant RNA	2008	USLCI
5	Polyethylene, LLDPE, granulate, at plant RER S	2007	EcoInvent
6	LLDPE resin E	2005	Plastic Europe
7	Linear low density polyethylene resin, at plant RNA	2008	USLCI
8	LDPE resin E	2005	Plastic Europe
9	Polyethylene low density granulate (PE-LD), production mix, at plant RER	2000	ELCD
10	LDPE (Low Density Polyethylene), Europe, TERMINATED, 1997	1997	EASEWASTE
11	Polyethylene, LDPE, granulate, at plant RER S	2007	EcoInvent
12	LDPE bottles E	2005	Plastic Europe

1. Intervallet for PE er -0,3 til -0,05, hvilket ekskluderer proces 1, 3 og 12.
 2. Proces 4 i forsuring og økotoksicitet, vand, kronisk, proces 5 i humantoksicitet via vand og proces 7 i forsuring og økotoksicitet, vand, kronisk, så alle tre ekskluderes.
 3. Output fra genindvindingsprocesserne er granulat, og derfor kan proces 2, 9 og 11 inkluderes.
 4. Proces 11 er den nyeste fra 2007 og inkluderes.
 5. Idet hverken proces 2 eller 9 ligger i Tyskland, men er generelle europæiske data, holdes der fast i valget af proces 11.
- Proces 11 vælges.

PET primærproduktion



Figur 80 Ikke-toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af PET.



Figur 81 Toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af PET.

Tabel 74 Signaturforklaring til Figur 80 og Figur 81.

#	Proces	År	Database
1	PET (bottle grade) E	2005	Plastic Europe
2	Polyethylene terephthalate, granulate, amorphous, at plant RER	2007	EcolInvent
3	Polyethylene terephthalate, granulate, bottle grade, at plant RER	2007	EcolInvent
4	PET (production only) E	2005	Plastic Europe
5	Polyethylene terephthalate resin, at plant RNA	2008	USLCI
6	Polyethylene terephthalate (PET) granulate, production mix, at plant amorphous RER	1999	ELCD
7	PET (amorphous) E	2005	Plastic Europe
8	PET (Polyester), Europe, TERMINATED, 1997	1997	EASEWASTE
9	Polyethylene terephthalate (PET) granulate, production mix, at plant, bottle grade RER	1999	ELCD

1. Intervallet for PET er -0.35 til -0.09, hvilket ekskluderer seks af de ni processer, dette kan skyldes at genindvindingsprocessen ikke er inkluderet, derfor ekskluderer kun proces 4.

2. Proces 2 afviger i næringssaltbelastning, human toksicitet via vand og økotoksicitet, vand, kronisk, proces 3 i næringssaltbelastning, humantoksicitet via vand og økotoksicitet, vand, kronisk, proces 5 i humantoksicitet via vand og økotoksicitet, vand, kronisk samt proces 8 i forsuring og næringssaltbelastning, så alle fire ekskluderer.

3. Output fra genindvindingsprocesserne er granulat, og derfor kan proces 6 og 9 inkluderes.

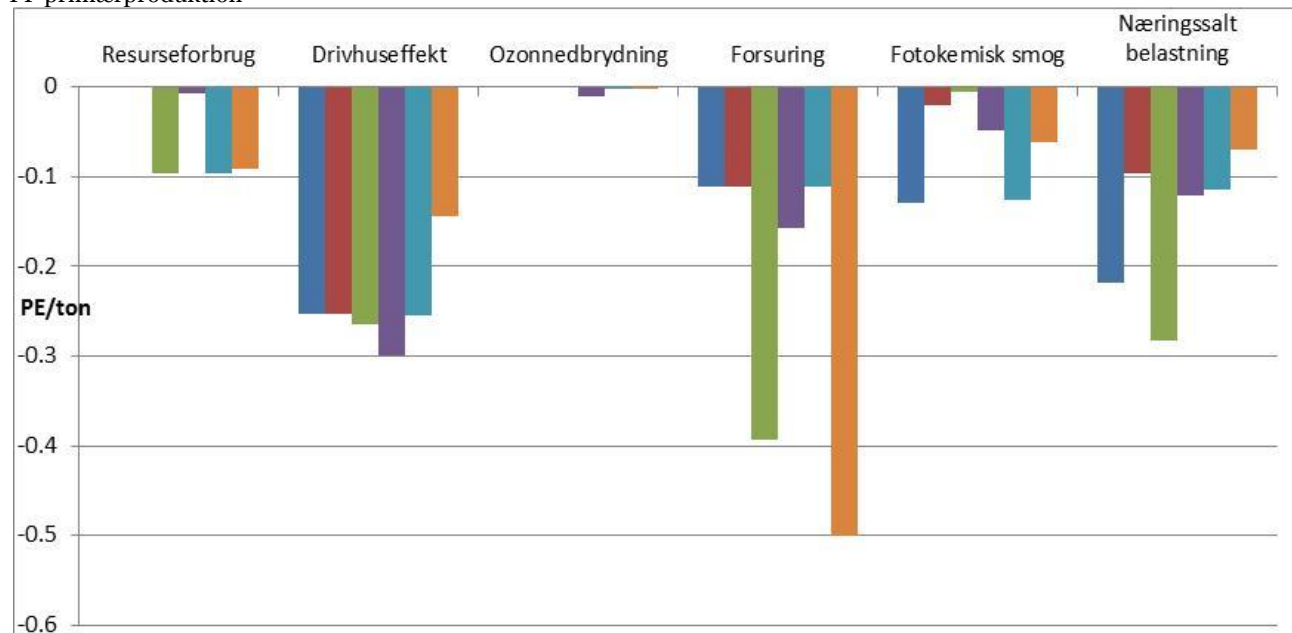
4. Proces 6 og 9 er de nyeste fra 1999 og inkluderes.

5. Hverken proces 6 eller 9 ligger i Tyskland, men er generelle europæiske data og giver derfor ikke den ene en fordel i forhold til den anden.

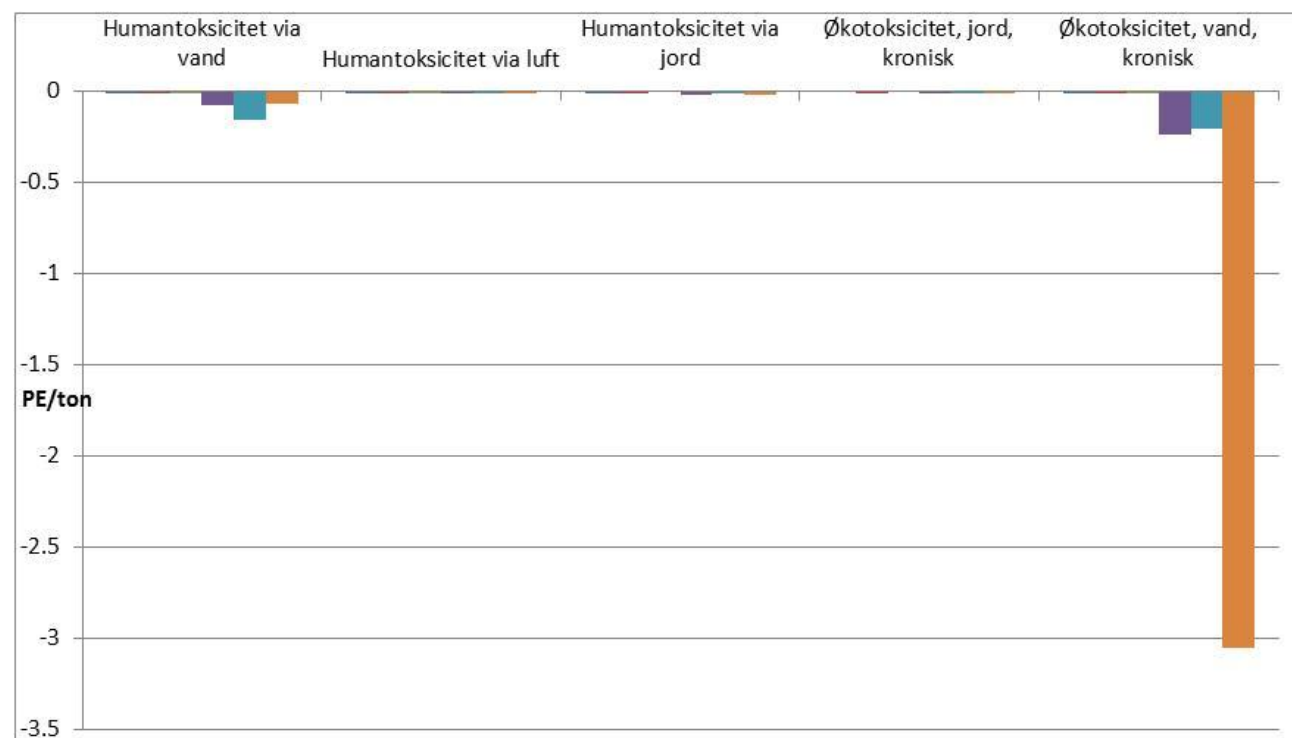
Proces 6 og 9 er næsten identiske, og proces 9 vælges, fordi PET som for det meste anvendes til flasker.

Proces 9 vælges.

PP primærproduktion



Figur 82 Ikke-toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af PP.



Figur 83 Toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af PP.

Tabel 75 Signaturforklaring til Figur 82 og Figur 83.

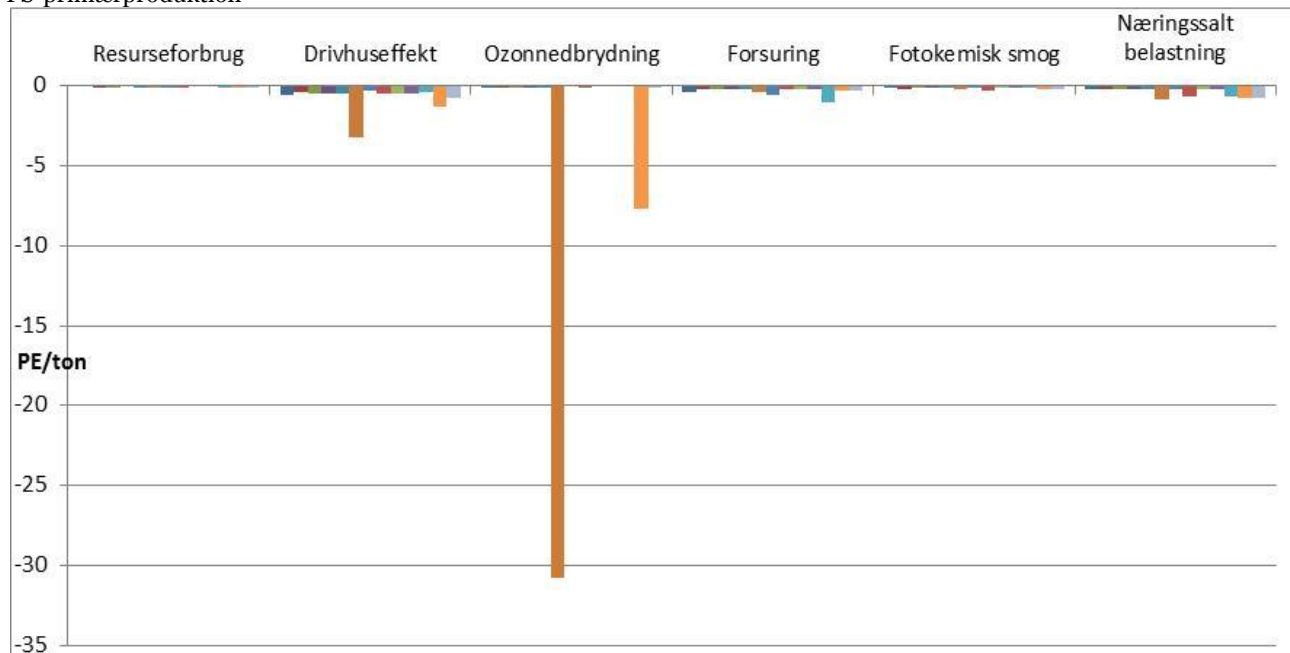
#	Proces	År	Database
1	Polypropylene granulate (PP), production mix, at plant RER	1999	ELCD
2	Polypropylene resin E	2005	Plastic Europe
3	PP (Polypropylene), Europe, TERMINATED, 1997	1997	EASEWASTE
4	Polypropylene fibres (PP), crude oil based production mix, at plant, PP, granulate without additives EU-27S	2005	ELCD
5	Polypropylene, granulate, at plant RER S	2007	EcolInvent
6	Polypropylene resin, at plant RER	2008	USLCI

1. Der er ikke nogen CO₂-opgørelse for PP, så ingen processer ekskluderes.
2. Proces 3 i forsuring og økotoksicitet, vand, kronisk, samt proces 6 i forsuring og økotoksicitet, vand, kronisk, så begge to ekskluderes.
3. Output fra genindvindingsprocesserne er granulat, og derfor kan proces 1, 4 og 5 inkluderes.
4. Proces 4 og 5 er de nyeste fra henholdsvis 2005 og 2007 og inkluderes.
5. Hverken proces 4 eller 5 ligger i Tyskland, men er generelle europæiske data og giver derfor ikke den ene en fordel i forhold til den anden.

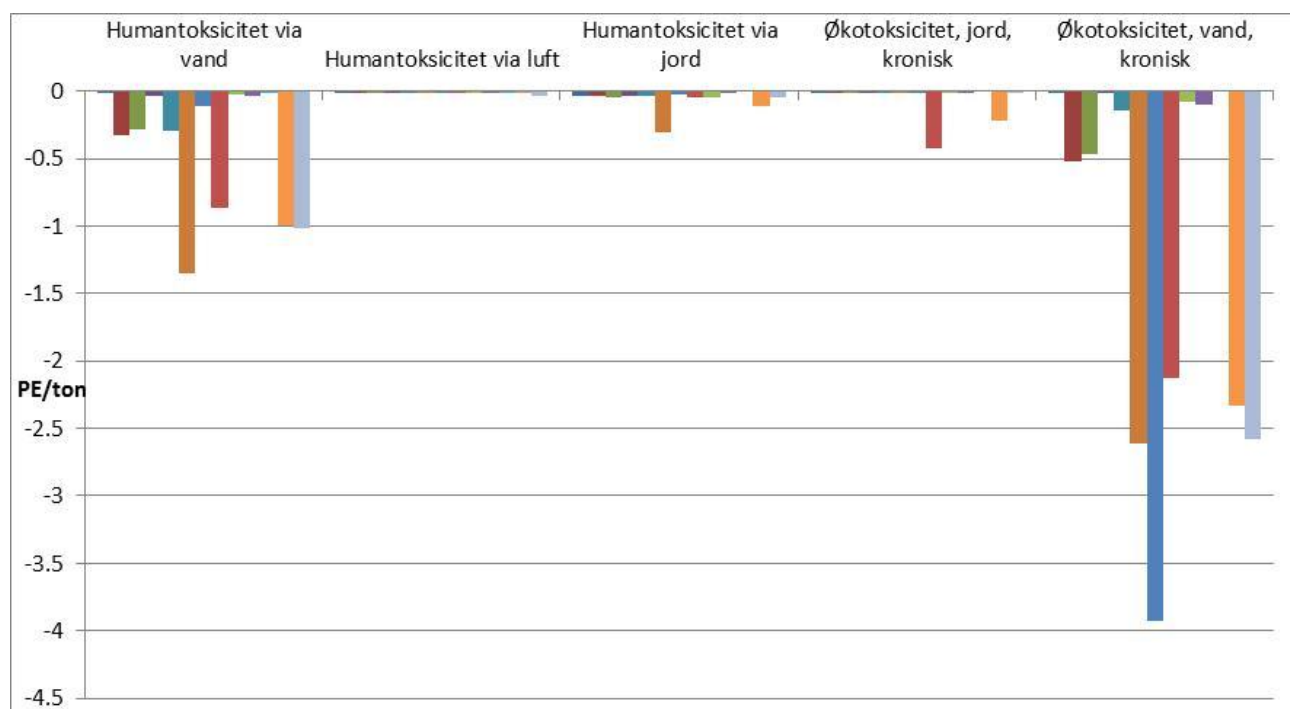
Proces 4 og 5 er næsten identiske, og proces 5 vælges, fordi det er den nyeste.

Proces 5 vælges.

PS-primærproduktion



Figur 84 Ikke-toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af PS.



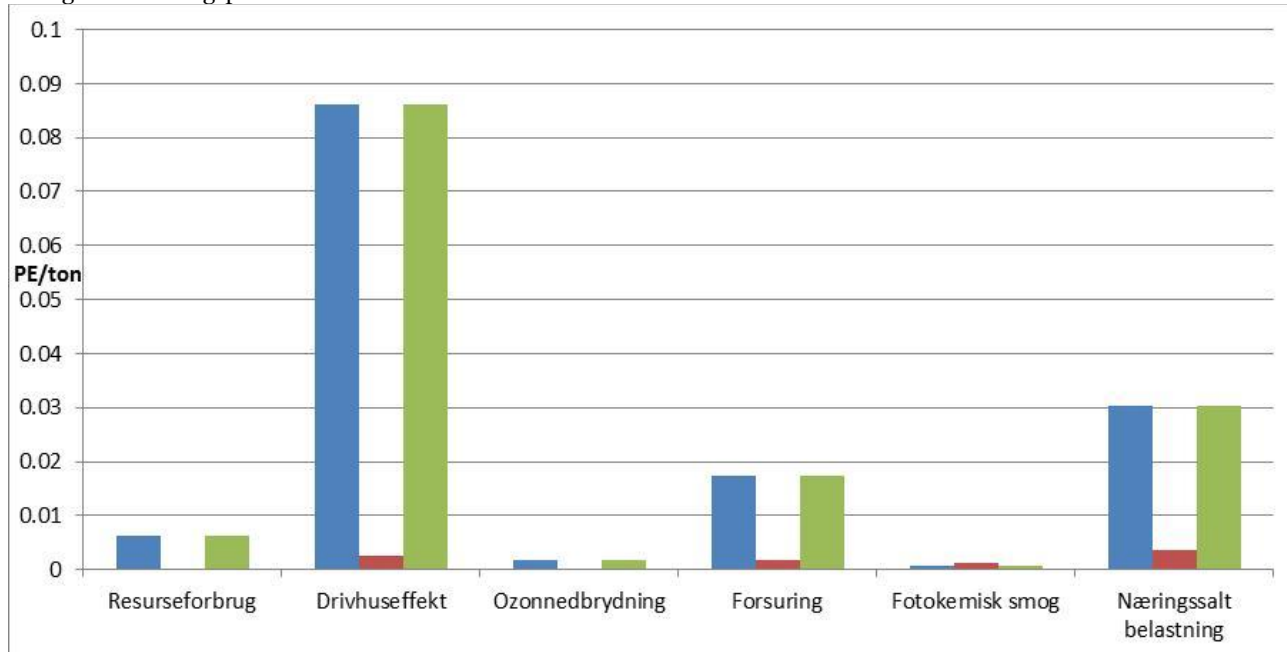
Figur 85 Toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af PS.

Tabel 76 Signaturforklaring til Figur 84 og Figur 85.

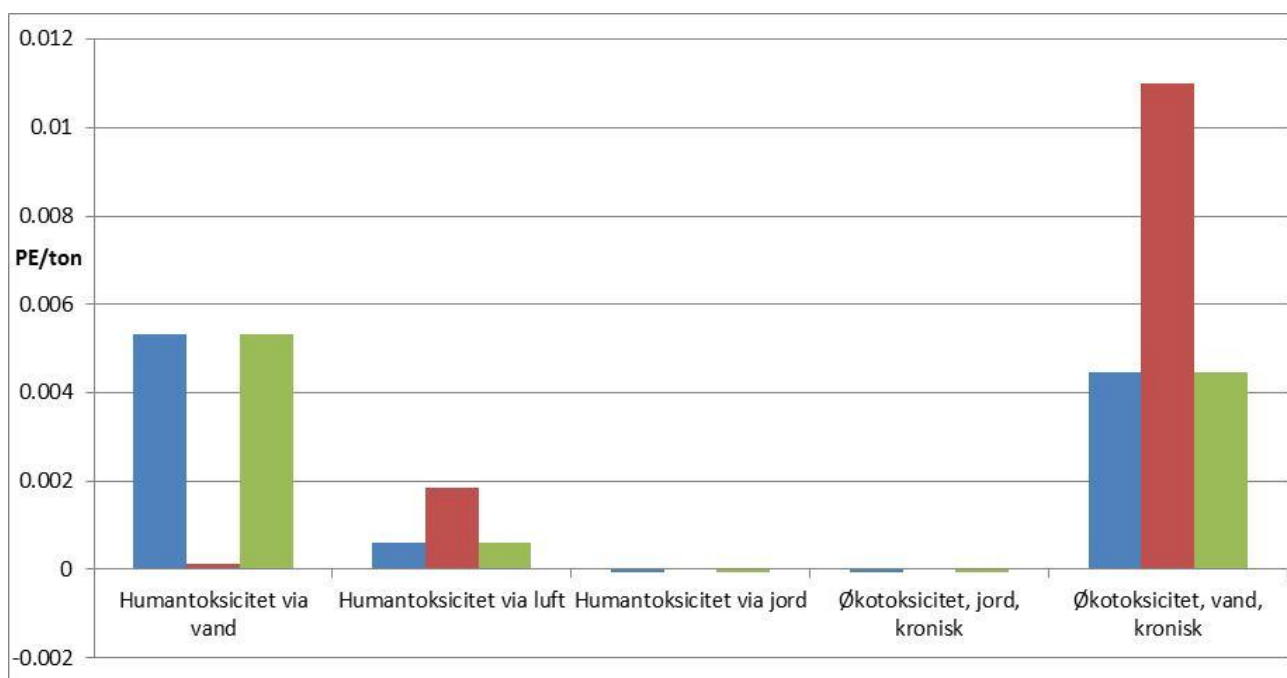
#	Proces	År	Database
1	Polystyrene thermoforming E	2005	Plastic Europe
2	Polystyrene, expandable, at plant RER S	2007	EcoInvent
3	Polystyrene, general purpose, GPPS, at plant RER U	2007	EcoInvent
4	High impact polystyrene (HIPS) E	2005	Plastic Europe
5	Polystyrene, high impact, HIPS, at plant RER S	2007	EcoInvent
6	Polystyrene, extruded (XPS), HFC-134a blown, at plant RER S	2009	EcoInvent
7	General purpose polystyrene, at plant RNA	2008	USLCI
8	Polystyrene, extruded (XPS) CO2 blown, at plant RER S	2009	EcoInvent
9	Polystyrene (general purpose) granulate (GPPS), prod. mix, RER	2002	ELCD
10	High impact polystyrene granulate (HIPS), production mix, at plant RER	2002	ELCD
11	PS (Polystyrene), Europe, TERMINATED, 1990	1990	EASEWASTE
12	Polystyrene, extruded (XPS), at plant RER S	2009	EcoInvent
13	Polystyrene, extruded (XPS), HFC-152a blown, at plant RER S	2009	EcoInvent

1. Der er ikke nogen CO₂-opgørelse for PS, så ingen processer ekskluderes.
 2. Proces 6 afviger i seks af effektkategorierne, proces 7 i økotoksicitet, vand, kronisk, proces 8 i humantoksicitet via vand og økotoksicitet, vand, kronisk, proces 12 i ozonnedbrydning, humantoksicitet via vand og økotoksicitet, vand, kronisk, samt 13 i humantoksicitet via vand og økotoksicitet, vand, kronisk, og alle fem ekskluderes.
 3. Der er ikke fundet nogen genindvindingsprocesser for PS, så det antages at der anvendes samme genanvindingsteknologi som for de andre plast typer.
 4. Proces 2, 3 og 5 er de nyeste fra 2007 og inkluderes.
 5. Hverken proces 2, 3 eller 5 ligger i Tyskland, men er generelle europæiske data og giver derfor ikke den ene en fordel i forhold til den anden.
- Proces 2, 3 og 5 er næsten identiske, og proces 3 vælges, fordi den er den foreslåede proces til substitution jf. punkt 3.
- Proces 3 vælges.

Plast genindvindingsproces



Figur 86 Ikke-toksiske miljøeffektkategorier for genindvindingsprocessen af plast.



Figur 87 Toksiske miljøeffektkategorier for genindvindingsprocessen af plast.

Tabel 77 Signaturforklaring til Figur 86 og Figur 87.

#	Proces	År	Database
1	Recycling: Plastic (PE) to granulate, DK, 2000	2000	EASEWASTE
2	Recycling: Plastic to granulate, SWEREC, Sweden, 2006	2006	EASEWASTE
3	Recycling: Plastic (PP) to granulate, DK, 2000	2000	EASEWASTE

For HDPE skal outputtet være granulat, hvilket to af genindvindingsprocesserne beskriver; 1 og 2.

Proces 2 vælges, fordi det er den nyeste.

Proces 2 vælges.

For LDPE skal outputtet være granulat, hvilket to af genindvindingsprocesserne beskriver; 1 og 2.

Proces 2 vælges, fordi det er den nyeste.

Proces 2 vælges.

For PET skal outputtet være granulat, hvilket en af genindvindingsprocesserne beskriver; 2. Proces

2 vælges, fordi det er den nyeste.

Proces 2 vælges.

For PP skal outputtet være granulat, hvilket to af genindvindingsprocesserne beskriver; 2 og 3.

Proces 2 vælges, fordi det er den nyeste.

Proces 2 vælges.

For PS skal outputtet være granulat, hvilket to af genindvindingsprocesserne beskriver; 1 og 2.

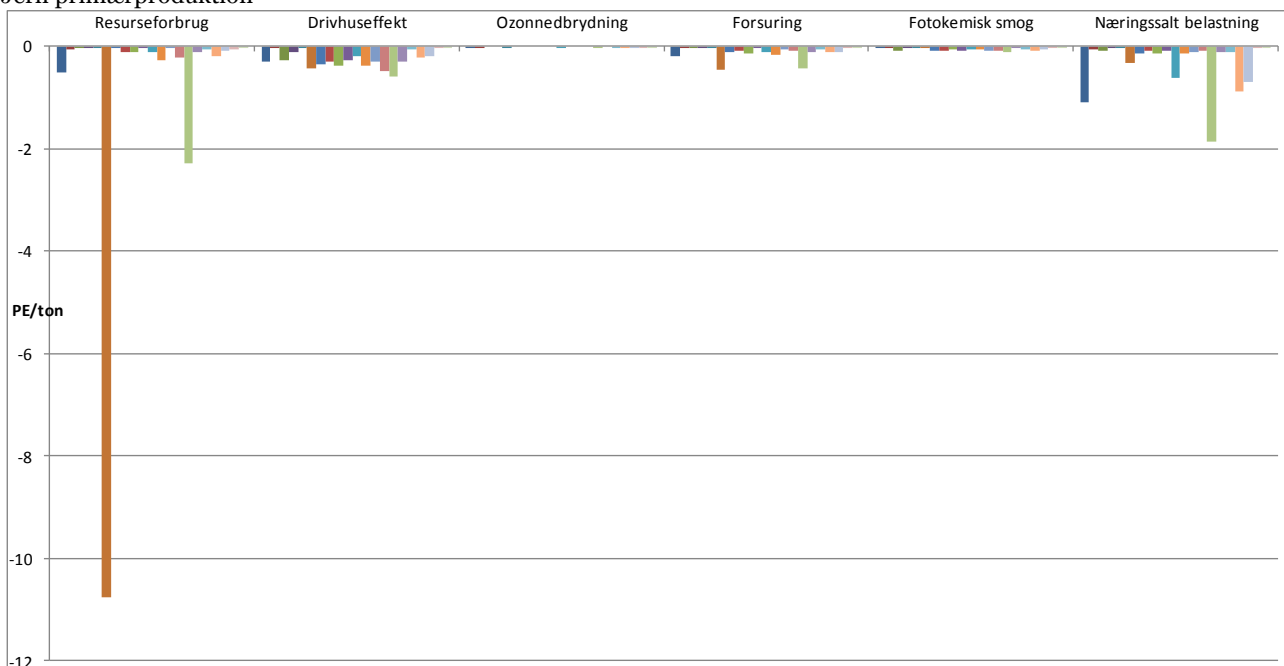
Proces 2 vælges, fordi det er den nyeste.

Proces 2 vælges.

7.3.4 Metal

For jern og aluminiumsprimærproduktionerne er det valgt også at inkludere af minedriften, så den eventuelt kan medtages, hvis den valgte proces ikke inkluderer minedrift.

Jern primærproduktion



Figur 88 Ikke-toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af jern.



Figur 89 Toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af jern.

Tabel 78 Signaturforklaring til Figur 88 og Figur 89.

#	Proces	År	Database
1	Chromium steel product manufacturing, average metal working RER S	2007	EcoInvent
2	Pellets, iron, at plant GLO S	2009	EcoInvent
3	Steel, liquid, at plant RNA	2008	USLCI
4	Iron and steel, production mix US	2007	USLCI
5	Iron scrap, at plant RER S	2009	EcoInvent
6	Fe, Stainless Steel, TERMINATED, 1995	1995	EASEWASTE
7	Galvanized steel sheet, at plant RNA	2008	USLCI
8	Fe, Steel, Rebar Global (primary), TERMINATED, 2003	2003	EASEWASTE
9	Fe, Steel Plate (Primary), EU, TERMINATED, 1993	1993	EASEWASTE
10	Steel, billets, at plant US	2008	USLCI
11	Pig iron, at plant GLO S	2009	EcoInvent
12	Fe, Steel Plate (89% Primary Fe), TERMINATED, 1990	1990	EASEWASTE
13	Hot rolled sheet, steel, at plant RNA	2008	USLCI
14	Steel Sheets (97.75% primary), Sweden, 2008	2008	EASEWASTE
15	Chromium steel 18/8, at plant RER S	2009	EcoInvent
16	Fe, Raw Iron (Primary) TERMINATED, 1990	1990	EASEWASTE
17	Sinter, iron, at plant GLO S	2009	EcoInvent
18	Steel, low-alloyed, at plant RER S	2009	EcoInvent
19	Cast iron, at plant RER S	2009	EcoInvent
20	Iron ore, 65% Fe, at beneficiation GLO S	2009	EcoInvent
21	Iron ore, 46% Fe, at mine GLO S	2009	EcoInvent

1. Der er ikke noget interval for jern, men der er for stål, og dette interval vil blive brugt som første kriterium. Det går fra -0,39 PE til -0.1 PE og ekskluderer proces 2, 4, 5, 15 og 17.

2. Proces 1 afviger i humantoksicitet via vand, proces 6 i resurseforbrug, proces 7 i økotoksicitet, vand, kronisk, samt proces 18 i humantoksicitet via vand og økotoksicitet, vand, kronisk, og alle fire ekskluderes.

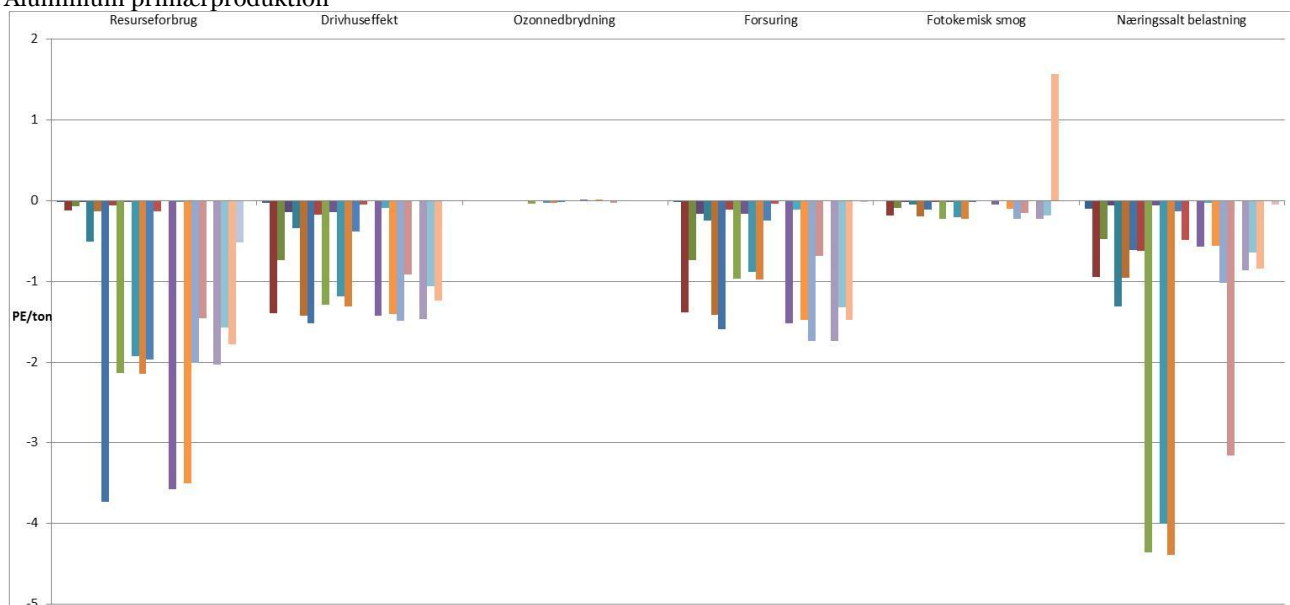
3. Genindvindingsprocesserne er fremstilling af stålplader, hvilket passer med proces 7, 9, 12, 13 og 14, så disse inkluderes.

4. Proces 7, 13 og 14 er de nyeste data fra 2008 og inkluderes.

5. Hverken proces 7 eller 13 ligger i Sverige, som er destinationen for jern ifølge idékataloget, hvorimod proces 14 er, derfor vælges denne.

Proces 14 vælges.

Aluminium primærproduktion



Figur 90 Ikke-toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af aluminium.



Figur 91 Toksiske miljøeffektkategorier for primærproduktion af aluminium.

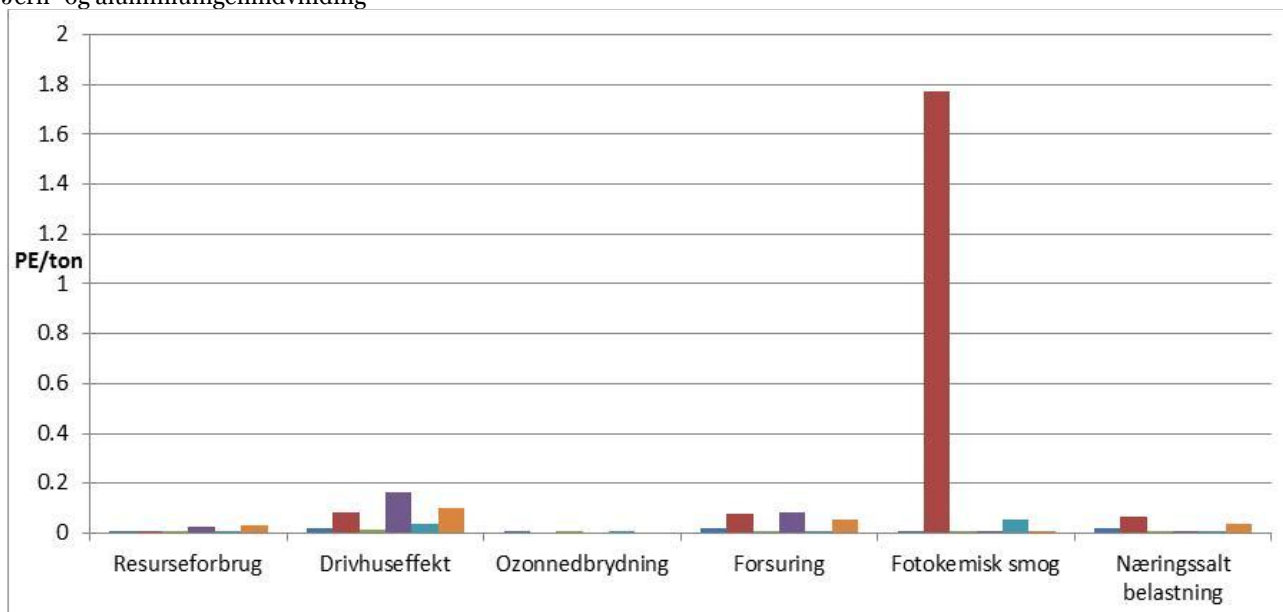
Tabel 79 Signaturforklaring til Figur 90 og Figur 91.

#	Proces	År	Database
1	Aluminium scrap, old, at plant RER S	2009	EcoInvent
2	Aluminum, primary, smelt, at plant RNA	2007	USLCI
3	Aluminum ingot, production mix, at plant US	2004	USLCI
4	Aluminum, secondary, ingot, from automotive scrap, at plant RNA	2007	USLCI
5	Aluminium, production mix, cast alloy, at plant RER S	2009	EcoInvent
6	Aluminum, primary, ingot, at plant RNA	2007	USLCI
7	Aluminum, Al (Primary), World average, 2005	2005	EASEWASTE
8	Aluminium, secondary, from old scrap, at plant RER S	2009	EcoInvent
9	Aluminium, primary, liquid, at plant RER S	2009	EcoInvent
10	Aluminum, secondary, ingot, from beverage cans, at plant RNA	2007	USLCI
11	Aluminium, production mix, wrought alloy, at plant RER S	2009	EcoInvent
12	Aluminium, primary, at plant RER S	2009	EcoInvent
13	Aluminium sheet, primary prod., prod. mix, aluminium semi-finished sheet product	2005	ELCD
14	Aluminium, secondary, from new scrap, at plant RER S	2009	EcoInvent
15	Aluminium scrap, new, at plant RER S	2009	EcoInvent
16	Aluminium scrap to new alu cans (remelting), Sweden, 2007	2007	EASEWASTE
17	Aluminum, secondary, ingot, at plant RNA	2007	USLCI
18	Aluminium scrap to new alu sheets (remelting), Sweden, 2007	2007	EASEWASTE
19	Al, Aluminum (Primary), [TERMINATED], 1993	1993	EASEWASTE
20	Aluminium, production mix, at plant RER S	2009	EcoInvent
21	Bauxit mining, World average, IAI, TERMINATED, 2005	2005	EASEWASTE
22	Al, Aluminum (Primary), [TERMINATED], 2000	2000	EASEWASTE
23	Aluminium scrap to reprocessed aluminium (remelting), Europe, 2000	2000	EASEWASTE
24	Aluminium scrap to new products (remelting), Europe, 1993	1993	EASEWASTE
25	Bauxite, at mine GLO S	2009	EcoInvent
26	Bauxite, at mine GLO	2007	USLCI

1. Intervallet går fra -1,95 PE til -0,52 PE og ekskluderer næsten halvdelen af processerne inklusiv alle minedriftsprocesser. Følgende processer ekskluderer 1, 4, 5, 8, 10, 13, 14, 17, 21, 25 og 26.
2. Proces 24 i fotokemisk smog, samt proces 7, 16 og 18 humantoksicitet via vand og alle fire ekskluderer.
3. Genindvindingsprocesserne er fremstilling af forskellige aluminiumsprodukter, så det ekskluderer kun proces 9.
4. Proces 11, 12 og 20 er de nyeste data fra 2009 og inkluderes.
5. Ingen af de tre sidste processer er i Sverige, som er destinationen ifølge idékataloget, og proces 12 vælges fordi denne er den mest generelle primærproduktion.

Proces 12 vælges.

Jern- og aluminiumgenindvinding



Figur 92 Ikke-toksiske miljøeffektkategorier for genindvindingsprocessen af metal.



Figur 93 Toksiske miljøeffektkategorier for genindvindingsprocessen af metal.

Tabel 80 Signaturforklaring til Figur 92 og Figur 93.

#	Proces	År	Database
1	Recycling: Aluminium scrap to new alu sheets (remelting), Sweden, 2007	2007	EASEWASTE
2	Recycling: Aluminium scrap to new products (remelting), Europe, 1993	1993	EASEWASTE
3	Recycling: Steel scrap to steel sheets, Sweden, 2007	2007	EASEWASTE
4	Recycling: Steel scrap to steel sheets, DK, 1992	1992	EASEWASTE
5	Recycling: Aluminium scrap to new alu cans (remelting), Sweden, 2007	2007	EASEWASTE
6	Recycling: Aluminium scrap to reprocessed aluminium (remelting), Europe, 2000	2000	EASEWASTE

For jern skal outputtet være stålplader, hvilket to af genindvindingsprocesserne beskriver; 3 og 4. Proces 3 vælges, fordi det er den nyeste, dog med en ændring af dioxinemission i jerngenanvendelsesproces. Oprindelig var dioxinemission $3,5 \times 10^{-7}$ kg/ton. Denne værdi dominerer påvirkning i "Humantoksicitet via vand" med 1600 mPE/ton. I dokumentationen til denne proces findes kommentaren: "All data is collected from Ovako Bar AB, Environmental report 2007". Rapporten kan ikke findes på nettet. Dioxin kan være et problem fra genanvendelse af metaller i forhold til primærproduktion pga. tilstedeværelse af forureninger i genanvendelsesmaterialerne, der kan indeholde klorforbindelser og organiske stoffer, som er en forudsætning for dioxindannelse. Dioxinemission fra metalgenanvendelsesprocesser i New Zealand er beskrevet af Merz (2004): Mht. jerngenanvendelse blev der målt på 11 anlæg. Emissionerne lå fra 89 til 0,0058 µg dioxin/ton for jerngenanvendelse med et gennemsnit på 8,2, en geometrisk middelværdi på 0,1 og en medianværdi på 0,045 µg/ton. Det er således meget vanskeligt at angive en repræsentativ værdi. Anvender man gennemsnitsværdien svarende til $8,2 \times 10^{-9}$ kg dioxin/ton er denne værdi ca. 42 gange mindre end den i EASEWASTE anvendte. Det er derfor valgt at anvende denne værdi, som et konservativt skøn over dioxinemission fra genanvendelses af jern.

For aluminium skal outputtet være primæraluminium, hvilket alle fire af genindvindingsprocesserne beskriver. Proces 1 og 5 er de nyeste og stort set identiske, proces 1 udvælges.

Proces 1 vælges.

7.4 Konklusion

Nedenstående tabeller opsummerer, hvilke processer der er valgt i de forskellige kategorier:

Tabel 81 Opsummering af valg af primærproduktion.

#	Fraktion	Primærproduktion	År	Database
1	Papir	Printing paper, Kvarnsveden, Sweden (incl. transportation), weighted avg. 2005/2007	2007	EASEWASTE
2	Pap	Cardboard, Skoghall Mill, Sweden, 2007	2007	EASEWASTE
3	Glas	Packaging glass, green, at plant DE S	2003	EcolInvent
4	HDPE	Polyethylene, HDPE, granulate, at plant RER S	2007	EcolInvent
5	LDPE	Polyethylene, LDPE, granulate, at plant RER S	2007	EcolInvent
6	PET	Polyethylene terephthalate (PET) granulate, production mix, at plant, bottle grade RER	1999	ELCD
7	PP	Polypropylene, granulate, at plant RER S	2007	EcolInvent
8	PS	Polystyrene, general purpose, GPPS, at plant RER U	2007	EcolInvent
9	Jern	Steel Sheets (97.75% primary), Sweden, 2008	2008	EASEWASTE
10	Aluminium	Aluminum, Al (primary), world average, 2005	2005	EASEWASTE

Tabel 82 Opsummering af valg af genindvindingsproces.

#	Fraktion	Genindvindingsproces	År	Database
1	Papir	Recycling: Paper (Mixed high quality paper) to fine paper, Maglemølle + Dalum, DK, 2007	2007	EASEWASTE
2	Pap	Recycling: Paper (Cardboard and mixed paper) to cardboard, Fiskybybruk, Sweden, 2006	2006	EASEWASTE
3	Glas	Recycling: Glass cullets (colored) to new products (100% recycled), Sweden, 2008 [-subs]	2008	EASEWASTE
4	HDPE	Recycling: Plastic to granulate, SWEREC, Sweden, 2006	2006	EASEWASTE
5	LDPE	Recycling: Plastic to granulate, SWEREC, Sweden, 2006	2006	EASEWASTE
6	PET	Recycling: Plastic to granulate, SWEREC, Sweden, 2006	2006	EASEWASTE
7	PP	Recycling: Plastic to granulate, SWEREC, Sweden, 2006	2006	EASEWASTE
8	PS	Recycling: Plastic to granulate, SWEREC, Sweden, 2006	2006	EASEWASTE
9	Jern	Recycling: Steel scrap to steel sheets, Sweden, 2007	2007	EASEWASTE
10	Aluminium	Recycling: Aluminium scrap to new alu sheets (remelting), Sweden, 2007	2007	EASEWASTE

7.5 Referencer

affald danmark (2011) CO₂-opgørelser i den danske affaldsbranche - en vejledning.

<http://www.dakofa.dk/Portaler/klima/co2opgoerelse/default.aspx>

Econet (2011), Idékatalog til øget genanvendelse af dagrenovation – sortering i to eller flere fraktioner, MST.

Laurent, A., Olsen, S. I. & Hauschild, M. Z. (2011) Normalization in EDIP97 and EDIP2003: updated European inventory for 2004 and guidance towards a consistent use in practice.

Merz, S.K. (2004) Dioxin and Furan Emissions to Air from Secondary Metallurgical Processes in New Zealand. Ministry for the Environment, Wellington, New Zealand.

Wenzel, H. & Brogaard, L. K. S. (2011) Fastlæggelse af data for materialegenanvendelse til brug i CO₂-opgørelser, Affald Danmark.

<http://www.dakofa.dk/Portaler/klima/co2opgoerelse/default.aspx>

Wenzel, H., Hauschild, M. & Alting, L. (1997) Environmental Assessment of Products – Volume 1: Methodology, tools and case studies in product development.

Databasereferencer

GEMIS: <http://www.gemis.de/>

ELCD/ILCD: <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetArea.vm>

Chalmers: <http://cpmdatabase.cpm.chalmers.se/Start.asp>

EcoInvent: <http://ecoinvent.ch/>

EU & DK Input Output Database: <http://www.pre-sustainability.com/content/manuals>

Industry Data 2.0: www.plasticeurope.org

LCA Food DK: <http://www.lcafood.dk/>

Swiss Input Output Database: <http://www.pre-sustainability.com/content/manuals>

USA Input Output Database: <http://www.pre-sustainability.com/content/manuals>

USA Input Output Database System Expansion: <http://www.pre-sustainability.com/content/manuals>

USLCI: <http://www.nrel.gov/lci/>

Plastic Europe: www.plasticeurope.org

EASEWASTE: <http://easewaste.dk/>

SimaPro: <http://www.pre-sustainability.com/content/simapro-lca-software>

Primærproduktionsreferencer:

Primærproduktionsreferencerne referer til baggrundsdata for de valgte processer. Numrene henviser til den valgte proces i Tabel 81.

1. [a] GEMIS: Global Emission Model for Integrated Systems Version 4.42,
<http://www.oeko.de/service/gemis/en/index.htm>

[b] Frees, N., Søes Hansen, M., Mørck Ottosen, L., Tønning, K., and Wenzel, H. (2005).

"Miljømæssige forhold ved genanvendelse af papir og pap: opdatering af vidensgrundlaget." Rep. No. Miljøprojekt Nr. 1057, Miljøstyrelsen.

[c] Skogsindustrierna (2003). Sammanställning 2001. Rapport over Svensk papirstatistik.
<http://www.vemendo.se/si/main/main.aspx>

[d] Stora Enso, EMAS Environmental Statement 2005, Kvarnsveden Mill

[e] Stora Enso, EMAS Environmental Statement 2007, Kvarnsveden Mill

2. Environmental Statement 2010 (2010), Skoghall mill. www.storaenso.com/skoghall

3. Hischer, R. (2007), Life Cycle Inventory of Packaging & Graphical papers, EcoInvent

4. Hischer, R. (2007), Life Cycle Inventory of Packaging & Graphical papers, EcoInvent

5. Hischer, R. (2007), Life Cycle Inventory of Packaging & Graphical papers, EcoInvent

6. <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/dataset2.vm?id=141>

7. Hischer, R. (2007), Life Cycle Inventory of Packaging & Graphical papers, EcoInvent

8. Hischer, R. (2007), Life Cycle Inventory of Packaging & Graphical papers, EcoInvent

9. SSAB sustainability report 2008

10. Classen, M., Althaus, H. J., Blaser, S., Scharnhorst, W., Tuchscheid, M., Jungbluth, N. & Emmenegger, M. F. (2009) Life Cycle Inventory of metals, EcoInvent

Genindvindingsprocesser:

Genindvindingsreferencerne referer til baggrundsdata for de valgte processer. Numrene henviser til den valgte proces i Tabel 82.

1. [a] Miljøredegørelse 2007, Dalum Papir A/S

[b] Schmidt, A. and Strömberg, K. (2006). "Genanvendelse i LCA - systemudvidelse." Rep. No. Miljønyt Nr. 81, Miljøstyrelsen.

2. [a] Input data is based on "Keyfigures, Fiskeby bruk, 2006".

[b] Frees, N., Søes Hansen, M., Mørck Ottosen, L., Tønning, K., and Wenzel, H. (2005).
"Miljømæssige forhold ved genanvendelse af papir og pap: opdatering af vidensgrundlaget." Rep. No. Miljøprojekt Nr. 1057, Miljøstyrelsen.

3. [a] Environmental report from Ardagh AB, 2007.

[b] Larsen, A. W., Merrild, H. and Christensen, T. H. (2009). Recycling of glass: accounting of greenhouse gases and global warming contributions. Waste Management and Recycling. Vol. 27., n. 8., pp. 754-752.

4. All data is collected from SWEREC AB environmental report 2007 and SWEREC green account 2006.

5. All data is collected from SWEREC AB environmental report 2007 and SWEREC green account 2006.

6. All data is collected from SWEREC AB environmental report 2007 and SWEREC green account 2006.

7. All data is collected from SWEREC AB environmental report 2007 and SWEREC green account 2006.

8. All data is collected from SWEREC AB environmental report 2007 and SWEREC green account 2006.

9. All data is collected from Ovako Bar AB, Environmental report 2007.

10. [a] Atervinningsindustrierna, 2008. www.atervinningsindustrierna.se.

[b] Stena Aluminium, Älmhult Miljöredovisning 2007.

<http://www.stenametall.com/NR/rdonlyres/DE5117D4-A2C9-4CFD-9F65-CD77E1D6AF39/o/Milj%C3%B6redovisning20062007.pdf>

Bilag 8

Livscyklusopgørelser (LCI)

Forbrændingsanlægget er modelleret som beskrevet i afsnit 5.3.2 i hovedrapporten, dvs. som Vestforbrændings ovnlinje 5 i 2011. Energiproduktion bygger på Møller et al. (2008) samt Energistyrelsen (2012) som beskrevet i afsnit 5.3.2.

Forbrændingsanlæg

Input		
Hjælpestoffer (kg per ton affald og energiforbrug per ton affald)	NaOH	0.024
	Aktivt kul	1.04
	CaCO ₃	5.67
	Fyringsolie	0.225
	NH ₃	1.53
	Vand	397
	Ca(OH) ₂	0.34
	Naturgas	76.2 MJ
	Varme	0
	Polymerer	0.0006
	HCl	0.0056
	TMT	0.395
	El	0
Resurser og råmaterialer (kg per ton affald)	Vand	470
Output		
Energi (% af nedre brændværdi, netto)	Substituerer marginal el bestående af 91 % kul, 5 % naturgas og 4 % olie	22
	Substituerer marginal varme (modelleret som gennemsnitlig fjernvarme)	73
Processpecifikke luftemissioner (kg per ton affald)	Sb	5,3 * 10 ⁻⁶
	HCl	0.0053
	Sn	3,47 * 10 ⁻⁶
	CO	0.033
	TL	3,2 * 10 ⁻⁷
	NO _x	0.849
	V	5,9 * 10 ⁻⁷
	HF	0.00039
	Dioxin	1.8 * 10 ⁻¹¹
	Støv	0.003
	SO ₂	0.00291
	TOC	0.012
	Co	1.24 * 10 ⁻⁶
Processpecifikke ferskvandsemissioner (kg per ton affald)	Mo	9 * 10 ⁻⁵
	As	7 * 10 ⁻⁷
	Mn	8 * 10 ⁻⁷
	Zn	3,2 * 10 ⁻⁶

Input		
	Si	0,0003
	Mg	$3,2 \cdot 10^{-5}$
	Ba	$9 \cdot 10^{-6}$
	Cd	$5 \cdot 10^{-8}$
	Ca	0.052
	Cu	0.00025
	Cl ⁻	0.183
	Ni	$2,1 \cdot 10^{-6}$
	Se	$1.4 \cdot 10^{-6}$
	Fe	$5 \cdot 10^{-5}$
	Pb	$7 \cdot 10^{-7}$
	Hg	$2 \cdot 10^{-8}$
	F ⁻	0.0026
	Cr	$5,6 \cdot 10^{-6}$
	Sb	$1,1 \cdot 10^{-5}$
	Co	$5 \cdot 10^{-8}$
Processpecifikke marine emissioner (kg per ton affald)	Cd	$1,16 \cdot 10^{-7}$
	Cu	$5,01 \cdot 10^{-8}$
	Zn	$2,35 \cdot 10^{-7}$
	Ni	$3,8 \cdot 10^{-6}$
	Pb	$5.95 \cdot 10^{-7}$
	Cr	$1.82 \cdot 10^{-6}$
	Hg	$4,19 \cdot 10^{-8}$
Affladsspecifikke luftemissioner (% af indholdet i affaldet af det pågældende stof)	Cl	0,1073
	S	0.099
	As	0,0121
	Cd	0,0064
	Cr	0,0394
	Cu	0,00261
	Hg	0,7476
	Ni	0,0329
	Pb	0,00081
	Sb	0,0119
Affaldsspecifikt indhold i slagge (% af indholdet i affaldet af det pågældende stof)	Cl	5.3
	S	23,99
	As	40,62
	Cd	11,83
	Cr	83,15
	Cu	92,63
	Fe	96,92
	Hg	2,38
	Mo	96,61
	Ni	87,32
	Pb	48,47
	Sb	38,91
	Se	22,38
	Zn	51,76
Affaldsspecifikt indhold i flyveaske (% af indholdet i affaldet af det pågældende stof)	Cl	32.13
	S	60,91
	As	58,92
	Cd	88,13
	Cr	16,77
	Cu	7,35

Input		
	Fe	3,06
	Hg	96,25
	Mo	2,54
	Ni	12,56
	Pb	51,29
	Sb	59,84
	Se	76,73
	Zn	48,18
Affaldsspecifikt indhold i gips og spildevand (% af indholdet i affaldet af det pågældende stof)	Cl	62,46
	S	15
	As	0,4554
	Cd	0,0311
	Cr	0,0454
	Cu	0,0157
	Fe	0,018
	Hg	0,0936
	Mo	0,8517
	Ni	0,0873
	Pb	0,2384
	Sb	1,234
	Se	0,8951
	Zn	0,0643

Livscyklusopgørelse for marginal el i Danmark i 2020

Produktion af marginal el (an forbruger) i 2020 (emissioner per MWh)	
Input	
Kul (kg)	322
Naturgas	9,5
Olie	8,5
Output	
Emissioner til luft	
¹ CO ₂ (kg)	797
CH ₄ (g)	20
N ₂ O (g)	10
SO ₂ (g)	240
NO ₂ (g)	590
² As (kg)	2,12E-05
Cd (kg)	3,53E-06
Cr (kg)	2,81E-05
Cu (kg)	2,65E-06
Hg (kg)	1,95E-05
Ni (kg)	3,00E-05
Pb (kg)	4,33E-05

¹Drivhusgasser, SO₂, NO₂, CH₄ og N₂O beregnet vha. Ramses-modellen. Se afsnit 5.4.1 i hovedrapport for en nærmere beskrivelse af , hvordan den marginale el er konstrueret.

²As og tungmetaller udgør gennemsnitsemmission fra 2007 fra tre regulerkraftværker. Fra Møller et al. (2008)

Livscyklusopgørelse for gennemsnitlig fjernvarme i Danmark i 2020

Produktion af gennemsnitlig fjernvarme (an forbruger) i 2020 (emissioner per MWh)	
Output	
Emissioner til luft	
¹ CO ₂ (kg)	150
CH ₄ (g)	175
N ₂ O (g)	5,76
SO ₂ (g)	283
NO _x (g)	407

¹Drivhusgasser, SO₂, NO₂, CH₄ og N_xO beregnet vha. Ramses-modellen. Se afsnit 5.4.3 i hovedrapport for en nærmere beskrivelse af , hvordan den gennemsnitlige fjernvarmeproduktion er konstrueret. Bemærk, som beskrevet i afsnit 5.4.3, at den gennemsnitlige fjernvarme benyttes som tilnærmelse til en marginal varmeproduktion, da der ikke findes fremskrivninger af marginal fjernvarme i Danmark.

Brug af bundaske

LANDFILL [MINERAL WASTE]: Bottom ash landfill + road construction - 100 years

File Edit Inputs Outputs Help

Name Bottom ash landfill + road construction - 100 years Owner Admin

Amount 1 tons Date 05/30/2007

Inputs Cost Inputs

Input - Material and Energy Input

Name	Amount	Unit/ton	Comments	View
Idekatalog - Marginal electricity 2020	3.5	kWh	3 LF+0.5 pretreatment ashes f...	
Gravel, crushed, at mine/CH U	-500	kg	½ bottom ashes to road constru...	
Clay Movement External [ton/ton waste]	1	l	Production and Combustion of Diesel Oil in Truck, EU2, I TERMINATED	

New Entry

General Inputs

Name	Amount [ton/ton]	Distance [km]	Transportation	Unit	View
Soil Movement External [ton/ton waste]	0.3	30	Truck 25t EU2 48% Load, kgkm, Mixed Local Traffic	kgkm	
Clay Movement External [ton/ton waste]	0.19	30	Truck 25t EU2 48% Load, kgkm, Mixed Local Traffic	kgkm	

Name Specific Value Unit

Landfill Height [m] 20 m

Bulk Density in Landfill [t/m3] 1.6 t/m3

Landfill Leachate Generation & Collection Profile

Leachate Generation

Period	Duration of Period (yrs)	Amount Generated [mm/yr]
Time Period 1 - Leachate Generation	2	400
Time Period 2 - Leachate Generation	98	200
Time Period 3 - Leachate Generation	0	0
Time Period 4 - Leachate Generation	0	0

Leachate Collection

Period	Duration of Period (yrs)	% of Leachate Collected	Treatment and Discharge of Leachate	
			To WWTP [%]	Direct Discharge [%]
Time Period 1 - Leachate Collection	10	47.5	100	0
Time Period 2 - Leachate Collection	35	45	100	0
Time Period 3 - Leachate Collection	30	40	100	0
Time Period 4 - Leachate Collection	25	40	100	0

Brug af flyveaske

APC RESIDUE TREATMENT: Utilization for neutralization of waste acid, Norway, 2006

File Edit Inputs Outputs Help

Name: Utilization for neutralization of waste acid, Norway, 2006

Number of Outputs: One

Owner: Admin

Date: 12/01/2006

Amount [WW]: 1 tons

Amount [TS]: 0 tons

Transfer Coefficients

Inputs

Cost Inputs

Input - Material and Energy

Name	Amount	Unit/ton	Comments	View
Production and Combustion of Diesel Oil in Truck, EU2, I...	0.6	l	Used for mixing the residues and pu...	
Marginal Electricity Consumption incl. Fuel Production, Coal,...	13	kWh	Used for mixing the residues and pum...	
CaCO ₃ , Calcium Carbonate, TERMINATED, 1996	-35	kg	Substituted due to the alkalinity of th...	

New Entry

Input - Resources and Raw Materials

Name	Amount	Unit/ton	Comments
New Entry			

Output - Air Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
New Entry			

Output - Fresh Water Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
Lead (Pb) [Fresh surfacewater emissions]	3.1E-007	kg	Waste water emissions from quarry
Dioxin (2,3,7,8-TCDD TEQ) [Fresh surfacewater emissions]	7.1E-012	kg	Waste water emissions from quarry
Mercury (Hg) [Fresh surfacewater emissions]	6.1E-008	kg	Waste water emissions from quarry
Sulphate (SO ₄ (2-)) [Fresh surfacewater emissions]	0.82	kg	Waste water emissions from quarry
Chloride (Cl-) [Fresh surfacewater emissions]	9.2	kg	Waste water emissions from quarry
Zinc (Zn) [Fresh surfacewater emissions]	1.4E-005	kg	Waste water emissions from quarry
Thallium (Tl) [Fresh surfacewater emissions]	4.1E-007	kg	Waste water emissions from quarry
Nickel (Ni) [Fresh surfacewater emissions]	1.5E-006	kg	Waste water emissions from quarry
Cadmium (Cd) [Fresh surfacewater emissions]	3.1E-006	kg	Waste water emissions from quarry

New Entry

AIKAN

BIO-TREATMENT: Idekatalog, AIKAN

File Edit Inputs Outputs Help

Name: Idekatalog, AIKAN Type: Anaerobic & Composting Owner: Admin

Amount: 1 tons Number of Outputs: Four Date: 11/14/2011

Inputs Cost Inputs

Anaerobic Digestion

Methane Content in Biogas [% of CH₄]: 70 Methane Production [Nm³]: 0

Burned Methane [% of CH₄ Produced]: 0.1 Energy in Biogas [MJ]: 0

Composting

Nitrogen Emissions to Air

Total N - Loss [% of Total N]: 55

Total N in Waste [kg]: 0 Ammonia [NH₃]: 96 Nitrous Oxide [N₂O]: 1.1 Nitrogen [N₂]: 2.9

Carbon Emissions to Air

Degraded C in Composting [kg]: 0 CH₄ [% of Degraded C]: 1.3

Gas Cleaning

NH₃ [% Removal]: 98 N₂O [% Removal]: 0 CH₄ [% Removal]: 0

Process Specific Emissions

Input - Material and Energy Input

Name	Amount	Unit/ton	Comments	View
Idekatalog - District Heating (DK), marginal average, kWh, TER...	20	kWh		
Production and Combustion of Diesel Oil in Truck, EU2, I TERMINA...	3.6	l		
Idekatalog - Marginal electricity 2020	11	kWh		

New Entry

BIO-TREATMENT: Idekatalog, AIKAN

File Edit Inputs Help

Name: Idekatalog, AIKAN Owner: Admin

(Burnable Methane)

Methane Production [Nm³]: 0 Energy in Biogas [MJ]: 0

Energy Recovery

Name	CHP [%]	Electricity Gen. [%]	Others [%]	View
Idekatalog - District Heating (DK), marginal avera...	49.4	0	0	
Idekatalog - Marginal electricity 2020	0	40.6	0	

New Entry

Process Specific Emissions during Biogas Utilization

Name	CHP [g/Nm ³ CH ₄]	Electricity Gen. [g/Nm ³ CH ₄]	Others [g/Nm ³ CH ₄]	Comments
Hydrogen Sulphide (H ₂ S) [Air emissions]	2.6	0	0	
Nitrogen Oxides (NO _x) [Air emissions]	0.35	0	0	
Nitrous Oxide (Laughing Gas) (N ₂ O) [Air emissio...	0.019	0	0	
Methane (CH ₄) [Air emissions]	2.4	0	0	
Sulphur Dioxide (SO ₂) [Air emissions]	0.55	0	0	

New Entry

Biogasfællesanlæg

BIO-TREATMENT: Idekatalog, Biogasfællesanlæg

File Edit Inputs Outputs Help

Name: Idekatalog, Biogasfællesanlæg Type: Anaerobic Digestion Owner: Admin

Amount: 1 tons Number of Outputs: One Degradation: 12/11/2008

Inputs Cost Inputs

Anaerobic Digestion

Methane Content in Biogas [% of CH₄]: 70 Methane Production [Nm³]: 64.646

Burned Methane [% of CH₄ Produced]: 0.5 Energy in Biogas [MJ]: 2,379.942 Biogas Treatment

Process Specific Emissions

Input - Material and Energy Input

Name	Amount	Unit/ton	Comments	View
Idekatalog - District Heating (DK), marginal average, kWh, TER...	5.4	kWh		
Production and Combustion of Diesel Oil in Truck, EU2, I TERMINA...	3.6			
Idekatalog - Marginal electricity 2020	Total Amount, Wh		including upgrading of 25,5% of biog...	

New Entry

BIO-TREATMENT: Idekatalog, Biogasfællesanlæg

File Edit Inputs Help

Name: Idekatalog, Biogasfællesanlæg Owner: Admin

(Burnable Methane)

Methane Production [Nm³]: 64.323 Energy in Biogas [MJ]: 2,379.942

Energy Recovery

Name	CHP [%]	Electricity Gen. [%]	Others [%]	View
Idekatalog - District Heating (DK), marginal avera...	49.6	0	0	
Idekatalog - Marginal electricity 2020	0	40.4	0	

New Entry

Process Specific Emissions during Biogas Utilization

Name	CHP [g/Nm ³ CH ₄]	Electricity Gen. [g/Nm ³ CH ₄]	Others [g/Nm ³ CH ₄]	Comments
Sulphur Dioxide (SO ₂) [Air emissions]	0.12	0	0	
VOC (Unspecified) [Air emissions]	0	0	0	
Carbon Dioxide (CO ₂ - Biological) [Air emissions]	0	0	0	
Carbon Monoxide (CO) [Air emissions]	0.34	0	0	
Hydrocarbones (HC) [Air emissions]	0	0	0	
Methane (CH ₄) [Air emissions]	0	0	0	
Nitrogen Oxides (NO _x) [Air emissions]	0.21	0	0	
Particles - PM (Combustion) [Air emissions]	1.7E-005	0	0	

New Entry

Brug af kompost/digestat

Agricultural Profile: Idekatalog - Composted digestate as fertilizer on farm land (plant farming), DK, 2005

File Edit Inputs Outputs Help

Name: **Composted digestate, plant farming on loam soil, East Denmark, 2005** Owner: Admin

Amount: 1 tons Date: 06/26/2012

Number of Crops: One Crop

Agricultural Profile

Soil-Type/Crop-Type	Soil Type 1: [Clayey Soil]	Soil Type 2: [Sandy Soil]	Soil Type 3: [Loam Soil]	Total
Crop 1: East Denmark, loam soil, plant farm...	0	0	100	100

Nitrogen Distribution and Carbon Binding

Ammonia - N [% of Total N]	Nitrate - N [% of Total N]	Organic - N [% of Total N]
13	0.2	86.8
Ammonia Evaporation [% of Ammonia]	Nitrous Oxide Formation [% of Total N]	Carbon Binding [% of Carbon]
1.6	1.5	14

Substitution of Fertilizer

Fertilizer Name	Amount [kg]	Utilisation [%]	Fertilizer Dataset	Unit	View
P Fertilizer	0	100	Phosphate fertilizer LCI (MST) [Imported]	kg	
N Fertilizer	0	20	Average N Fertilizer (Europe)	kg	
K Fertilizer	0	100	Average K Fertilizer (Europe)	kg	

New Entry

Surface Water Coefficients [Run Off and Drainage], [% of N in applied material]

Soil-Type/Crop-Type	Soil Type 1: [Clayey Soil]	Soil Type 2: [Sandy Soil]	Soil Type 3: [Loam Soil]
Crop 1: East Denmark, loam soil, plant farms, average	0	0	20

Groundwater Coefficients [Leaching], [% of N in applied materials]

Soil-Type/Crop-Type	Soil Type 1: [Clayey Soil]	Soil Type 2: [Sandy Soil]	Soil Type 3: [Loam Soil]
Crop 1: East Denmark, loam soil, plant farms, average	0	0	20

Papir Genanvendelse

RECYCLING: Idekatalog, Glas

File Edit Inputs Outputs Help

Name Idekatalog, Glas Owner Admin

Amount tons Date 12/31/2008

Substituted Amount % 89

Inputs Cost Inputs

Input - Material and Energy

Name	Amount	Unit/ton	Comments	View
Natural Gas (prod + comb), <1MW, kg, Denmark, TERMINATED, 1996	0.05	kg	Including gasol	
Diesel Oil Production, EU, kg, TERMINATED, 1996	3E-006	kg		
Fuel Oil (Light) Production, EU, kg, TERMINATED, 1996	53	kg		
Idekatalog - Marginal electricity 2020	3.1E002	kWh		
Coaster, Diesel oil, kg, (Prod + Comb), TERMINATED, 1990	2.7E-005	kg		

New Entry

Input - Resources and Raw Materials

Name	Amount	Unit/ton	Comments
New Entry			

Output - Air Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
Cadmium (Cd) [Air emissions]	4E-006	kg	
Carbon Dioxide (CO2 - Fossil) [Air emissions]	4.3E002	kg	
Hydrogen Fluoride (HF) [Air emissions]	0.00036	kg	
Nitrogen Oxides (NOx) [Air emissions]	0.98	kg	
Lead (Pb) [Air emissions]	0.00032	kg	
Mercury (Hg) [Air emissions]	5E-006	kg	
Tin (Sn) [Air emissions]	0.00012	kg	
Hydrogen Chloride (HCl) [Air emissions]	0.0042	kg	
Arsenic (As) [Air emissions]	1E-006	kg	
Chromium (Cr) [Air emissions]	5E-006	kg	
Particles - PM 10 [Air emissions]	0.00014	kg	
Sulphur Dioxide (SO2) [Air emissions]	0.5	kg	

New Entry

Output - Fresh Water Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
Unspecified Solids (Suspended) [Fresh surfacewater emissions]	0.00053	kg	
Sulphate (SO4(2-)) [Fresh surfacewater emissions]	0.00071	kg	
Ammonia (NH3) [Fresh surfacewater emissions]	0.001	kg	
Chromium (Cr) [Fresh surfacewater emissions]	2E-007	kg	
Fluoride (F-) [Fresh surfacewater emissions]	4.4E-005	kg	
Lead (Pb) [Fresh surfacewater emissions]	4E-007	kg	

New Entry

Output - Soil Emissions			
Name ▲	Amount	Unit/ton	Comments
Waste from Steel Production [Solid emissions]	3.2 kg		
Hazardous Waste (Unspecified) [Solid emissions]	7 kg		
Wood, Hard, Dry Matter (Raw Material) [Solid emissions]	1.1 kg		
Sludge [Solid emissions]	4.2 kg		
Unspecified Salt [Solid emissions]	9 kg		
Cardboard [Solid emissions]	2.3 kg		
Unspecified Oil [Solid emissions]	7.4 kg		
Unspecified Bulky Waste [Solid emissions]	9.2 kg		
<i>New Entry</i>			
Output - Solid Emissions			
Name ▲	Amount	Unit/ton	Comments
Oil Sludge [Solid emissions]	6.5 kg		Oljeforenade massor
Stainless Steel Scrap [Solid emissions]	2.2 kg		
Unspecified Salt [Solid emissions]	9 kg		Ammoniumsulfat
Unspecified Scrap [Solid emissions]	0.99 kg		Gjutjärnsskrot
Hazardous Waste (Unspecified) [Solid emissions]	0.73 kg		Dekoravfall och övrigt farligt avfall
Wood [Solid emissions]	4 kg		
Sludge [Solid emissions]	4.2 kg		
Unspecified Plastic, Pure [Solid emissions]	5.1 kg		Krympfilm
Waste (Unspecified) [Solid emissions]	4.1 kg		Combustable waste
Unspecified Oil [Solid emissions]	0.96 kg		Spilloja
Cardboard [Solid emissions]	7.9 kg		
<i>New Entry</i>			

Primærproduktion

Edit: [Printing Paper (incl. transportation), Kvarnsveden, Sweden, avg. 2005/2007]

File Edit Inputs Outputs Help

Process Name and Basic Properties

Name	Amount	Unit	Category	Comments
Printing Paper (incl. transportation), Kvarnsveden, Sweden, avg. 20...	1	kg	Paper Production	Keyed in by AND

Inputs
Documentation

Input - Material and Energy
Note: Only Terminated Processes.

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
CTMP Pulp, Sweden, (MST rapport), TERMINATED, 2001 []	0.028	kg	0	0	0	
District Heating (DK), Average, Energy Quality, kWh TERMIN...	-9.51E-005	kWh	0	0	0	
Idekatalog - Marginal electricity 2020, [Terminated] []	2.58	kWh	0	0	0	
Water from Waterworks, Denmark, TERMINATED, 1993 []	56.6	kg	0	0	0	
Sulphate Pulp, Sweden, (MST rapport), TERMINATED, 2001 []	0.028	kg	0	0	0	

New Entry

Input - Resources and Raw Materials

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Gas Oil, Fuel [Resources & Raw Materials]	0.00504	kg	0	0	0	
Wood Hard, Dry Matter (Raw Material) [Resources &...	1	kg	0	0	0	
Unspecified Biomass, Dry Matter, Fuel [Resources & ...	0.221	kg	0	0	0	bark, sludge, forest fuels
Unspecified Resources [Resources & Raw Materials]	0.12	kg	0	0	0	Chemicals used, not known whic...
Hard Coal, Pure, Fuel [Resources & Raw Materials]	0.053	kg	0	0	0	

New Entry

Output - Air Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Hydrocarbones (HC) [Air Emissions]	5.5E-006	kg	0	0	0	
Carbon Monoxide (CO) [Air Emissions]	2.4E-006	kg	0	0	0	
Sulphur Dioxide (SO2) [Air Emissions]	5.957E-005	kg	0	0	0	
Carbon Dioxide (CO2 - Biological) [Air Emissions]	0.4174	kg	0	0	0	
Nitrogen Oxides (NOx) [Air Emissions]	0.0002983	kg	0	0	0	
Unspecified Particles [Air Emissions]	3.853E-005	kg	0	0	0	
Carbon Dioxide (CO2 - Fossil) [Air Emissions]	0.1478	kg	0	0	0	

New Entry

Output - Fresh Water Emissions
Note: Unspecified Emissions to Surface Water are Considered as Emissions to Fresh Water.

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Nickel (Ni) [Fresh Surface Water Emissions]	1.09E-007	kg	0	0	0	
Copper (Cu) [Fresh Surface Water Emissions]	1.33E-007	kg	0	0	0	
Unspecified Water [Fresh Surface Water Emissions]	0.0416	kg	0	0	0	
COD (Chemical Oxygen Demand) [Fresh Surface W...	0.00306	kg	0	0	0	
P-total (P) [Fresh Surface Water Emissions]	6.12E-006	kg	0	0	0	
Zinc (Zn) [Fresh Surface Water Emissions]	9.33E-006	kg	0	0	0	
AOX (Adsorbable Organic Halogen Compounds) [Fr...	1.53E-006	kg	0	0	0	
Unspecified Waste Water [Fresh Surface Water Emi...	15	kg	0	0	0	
Chromium (Cr) [Fresh Surface Water Emissions]	1.38E-008	kg	0	0	0	
N-total (N) [Fresh Surface Water Emissions]	9.48E-005	kg	0	0	0	
Cadmium (Cd) [Fresh Surface Water Emissions]	2.14E-008	kg	0	0	0	
Unspecified Solids (Suspended) [Fresh Surface Wat...	0.000535	kg	0	0	0	
Lead (Pb) [Fresh Surface Water Emissions]	1.09E-007	kg	0	0	0	
Arsenic (As) [Fresh Surface Water Emissions]	3.06E-009	kg	0	0	0	

New Entry

Output - Marine Water Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
------	--------	------	-----------	------------	------------	----------

New Entry

Output - Groundwater Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
------	--------	------	-----------	------------	------------	----------

New Entry

Output - Soil Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
------	--------	------	-----------	------------	------------	----------

New Entry

Output - Solid Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Unspecified Bulky Waste [Solid Emissions]	0.000628	kg	0	0	0	
Unspecified Waste for Recycling [Solid Emissions]	0.0643	kg	0	0	0	

New Entry

Pap Genanvendelse

RECYCLING: Idekatalog, Pap

File Edit Inputs Outputs Help

Name Idekatalog, Pap Owner Admin

Amount tons Date 12/31/2006

Substituted Amount %

Inputs Cost Inputs

Input - Material and Energy

Name	Amount	Unit/ton	Comments	View
Idekatalog - Marginal electricity 2020	1.5E003	kWh	For processes and steam production	
Water from Waterworks, Sweden, 2008	1.7E004	kg		
Fuel Oil (Light) Production, EU, kg TERMINATED, 1996	69	kg		
Idekatalog - træ som begrænset resurse, [Terminated]	1E003	kg		

New Entry

Input - Resources and Raw Materials

Name	Amount	Unit/ton	Comments
Unspecified Resources [Raw materials]	1.6E002	kg	Unspecified chemicals, including water

New Entry

Output - Air Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
Nitrogen Oxides [NOx] [Air emissions]	0.088	kg	
Sulphur Dioxide (SO2) [Air emissions]	0.1	kg	
Unspecified Particles [Air emissions]	0.028	kg	
Carbon Dioxide (CO2 - Fossil) [Air emissions]	1.8E002	kg	

New Entry

Output - Fresh Water Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
Phosphate (PO4(3-)) [Fresh surfacewater emissions]	0.0025	kg	
N-total (N) [Fresh surfacewater emissions]	0.06	kg	
Unspecified Solids (Suspended) [Fresh surfacewater emissions]	0.16	kg	
COD (Chemical Oxygen Demand) [Fresh surfacewater emissions]	1.1	kg	

New Entry

Output - Groundwater Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
------	--------	----------	----------

New Entry

Output - Marine Water Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
------	--------	----------	----------

New Entry

Output - Soil Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
------	--------	----------	----------

New Entry

Output - Solid Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
Hazardous Waste (Unspecified) [Solid emissions]	0.016	kg	
Unspecified Industrial Waste [Solid emissions]	1.4E002	kg	Reject and waste for landfill

New Entry

[illegible]

Glas Genanvendelse

RECYCLING: Idekatalog, Glas

File Edit Inputs Outputs Help

Name: Owner: Admin

Amount: tons Date: 12/31/2008

Substituted Amount: % 89

Inputs Cost Inputs

Input - Material and Energy

Name	Amount	Unit/ton	Comments	View
Natural Gas (prod + comb), <1MW, kg, Denmark, TERMINATED, 1990	0.05	kg	Including gasol	
Diesel Oil Production, EU, kg, TERMINATED, 1996	3E-006	kg		
Fuel Oil (Light) Production, EU, kg, TERMINATED, 1996	53	kg		
Idekatalog - Marginal electricity 2020	3.1E002	kWh		
Coaster, Diesel oil, kg, (Prod + Comb), TERMINATED, 1990	2.7E-005	kg		

New Entry

Input - Resources and Raw Materials

Name	Amount	Unit/ton	Comments
New Entry			

Output - Air Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
Cadmium (Cd) [Air emissions]	4E-006	kg	
Carbon Dioxide (CO2 - Fossil) [Air emissions]	4.3E002	kg	
Hydrogen Fluoride (HF) [Air emissions]	0.00036	kg	
Nitrogen Oxides (NOx) [Air emissions]	0.98	kg	
Lead (Pb) [Air emissions]	0.00032	kg	
Mercury (Hg) [Air emissions]	5E-006	kg	
Tin (Sn) [Air emissions]	0.00012	kg	
Hydrogen Chloride (HCl) [Air emissions]	0.0042	kg	
Arsenic (As) [Air emissions]	1E-006	kg	
Chromium (Cr) [Air emissions]	5E-006	kg	
Particles - PM 10 [Air emissions]	0.00014	kg	
Sulphur Dioxide (SO2) [Air emissions]	0.5	kg	

New Entry

Output - Fresh Water Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
Unspecified Solids (Suspended) [Fresh surfacewater emiss...]	0.00053	kg	
Sulphate (SO4(2-)) [Fresh surfacewater emissions]	0.00071	kg	
Ammonia (NH3) [Fresh surfacewater emissions]	0.001	kg	
Chromium (Cr) [Fresh surfacewater emissions]	2E-007	kg	
Fluoride (F-) [Fresh surfacewater emissions]	4.4E-005	kg	
Lead (Pb) [Fresh surfacewater emissions]	4E-007	kg	

New Entry

Output - Groundwater Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
New Entry			

Output - Marine Water Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
New Entry			

Output - Soil Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
Waste from Steel Production [Solid emissions]	3.2	kg	
Hazardous Waste (Unspecified) [Solid emissions]	7	kg	
Wood, Hard, Dry Matter (Raw Material) [Solid emissions]	1.1	kg	

Sludge [Solid emissions]	4.2	kg	
Unspecified Salt [Solid emissions]	9	kg	
Cardboard [Solid emissions]	2.3	kg	
Unspecified Oil [Solid emissions]	7.4	kg	
Unspecified Bulky Waste [Solid emissions]	9.2	kg	
New Entry			
Output - Solid Emissions			
Name	Amount	Unit/ton	Comments
Oil Sludge [Solid emissions]	6.5	kg	Oljefororenade massor
Stainless Steel Scrap [Solid emissions]	2.2	kg	
Unspecified Salt [Solid emissions]	9	kg	Ammoniumsulfat
Unspecified Scrap [Solid emissions]	0.99	kg	Gjutjärnsskrot
Hazardous Waste (Unspecified) [Solid emissions]	0.73	kg	Dekoravfall och övrigt farligt avfall
Wood [Solid emissions]	4	kg	
Sludge [Solid emissions]	4.2	kg	
Unspecified Plastic, Pure [Solid emissions]	5.1	kg	Krympfilm
Waste (Unspecified) [Solid emissions]	4.1	kg	Combustable waste
Unspecified Oil [Solid emissions]	0.96	kg	Spilloja
Cardboard [Solid emissions]	7.9	kg	
New Entry			

Primärproduktion

Edit: [Packaging glass, green, at plant incl. Schmidt]

File Edit Inputs Outputs Help

Process Name and Basic Properties

Name	Amount	Unit	Category	Comments
Packaging glass, green, at plant incl. Schmidt	1	kg	Glass Production	

Inputs
Documentation

Output - Air Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Mercury (Hg) [Air Emissions]	1.66E-008	kg	0	0	0	
Methane (CH4) [Air Emissions]	0.001912	kg	0	0	0	
Benzene [Air Emissions]	3.2E-006	kg	0	0	0	
Ammonia (NH3) [Air Emissions]	0.000145	kg	0	0	0	
Sulphur Dioxide (SO2) [Air Emissions]	0.005022	kg	0	0	0	
Formaldehyde (Methanal) [Air Emissions]	1.57E-006	kg	0	0	0	
Halon (1301) [Air Emissions]	4.77E-009	kg	0	0	0	
Halon (1211) [Air Emissions]	1.23E-008	kg	0	0	0	
Nitrogen Oxides (NOx) [Air Emissions]	0.003354	kg	0	0	0	
Selenium (Se) [Air Emissions]	7.36E-006	kg	0	0	0	
Carbon Dioxide (CO2 - Fossil) [Air Emissions]	1.048	kg	0	0	0	

New Entry

Output - Fresh Water Emissions
Note: Unspecified Emissions to Surface Water are Considered as Emissions to Fresh Water.

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Lead (Pb) [Fresh Surface Water Emissions]	3.68E-006	kg	0	0	0	
Hydrogen Sulphide (H2S) [Fresh Surface Water Emissions]	9.33E-007	kg	0	0	0	
Phosphate (PO4(3-)) [Fresh Surface Water Emissions]	0.000345	kg	0	0	0	
Nitrate (NO3-) [Fresh Surface Water Emissions]	0.000168	kg	0	0	0	
Thallium (Tl) [Fresh Surface Water Emissions]	4.17E-008	kg	0	0	0	
Mercury (Hg) [Fresh Surface Water Emissions]	2.9E-008	kg	0	0	0	
Manganese (Mn) [Fresh Surface Water Emissions]	0.000108	kg	0	0	0	
Aluminum (Al) [Fresh Surface Water Emissions]	0.000322	kg	0	0	0	
Benzene [Fresh Surface Water Emissions]	2.67E-006	kg	0	0	0	
Selenium (Se) [Fresh Surface Water Emissions]	5.02E-007	kg	0	0	0	
Strontium (Sr) [Fresh Surface Water Emissions]	4.58E-005	kg	0	0	0	

New Entry

Output - Marine Water Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
------	--------	------	-----------	------------	------------	----------

New Entry

Output - Groundwater Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
------	--------	------	-----------	------------	------------	----------

New Entry

Output - Soil Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Merribuzin [Soil Emissions]	4.51E-009	kg	0	0	0	
Iron (Fe) [Soil Emissions]	1.89E-005	kg	0	0	0	

New Entry

Jern Genanvendelse

RECYCLING: Idekatalog, Jern

File Edit Inputs Outputs Help

Name: Idekatalog, Jern Owner: Admin

Amount: tons Date: 12/31/2007

Substituted Amount: %

Inputs Cost Inputs

Input - Material and Energy

Name	Amount	Unit/ton	Comments	View
Fuel Oil (Light) Production, EU, kg TERMINATED, 1996	0.00011	kg		
Water from Waterworks, Sweden, 2008	3.6E002	kg		
Coaster, Diesel oil, kg, (Prod + Comb), TERMINATED, 1990	0.0027	kg		
Hard Coal in Power Plant (prod + comb), MJ, TERMINATED, 2003	0.39	MJ		
Natural Gas (Raw Material) Production, North Sea 2001, kg TERMINAT...	19	kg	Gasol	
Vans and Small Trucks, Gasoline, kg, TERMINATED, Year Unknown	1.7	kg		
Idekatalog - Marginal electricity 2020	6E002	kWh		
Oxygen, O2 TERMINATED, 2001	14	kg		

New Entry

Input - Resources and Raw Materials

Name	Amount	Unit/ton	Comments
Unspecified Resources [Raw materials]	2E003	kg	02, N2, Ar, Elektroder, Avlagringsmedel, ...

New Entry

Output - Air Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
TOC [Air emissions]	0.036	kg	
Mercury (Hg) [Air emissions]	2.6E-005	kg	
Carbon Dioxide (CO2 - Fossil) [Air emissions]	73	kg	
Arsenic (As) [Air emissions]	5.6E-007	kg	
Particles - PM 10 [Air emissions]	0.009	kg	
Chromium (Cr) [Air emissions]	2E-005	kg	
PAH (Benzo(a)pyrene TEQ) [Air emissions]	0.00026	kg	
Nitrogen Dioxide (NO2) [Air emissions]	0.037	kg	
Cadmium (Cd) [Air emissions]	2.1E-006	kg	
Phenol [Air emissions]	3.6E-006	kg	Klorfenol
Sulphur Dioxide (SO2) [Air emissions]	0.019	kg	
Nickel (Ni) [Air emissions]	2.9E-006	kg	
Lead (Pb) [Air emissions]	0.00021	kg	
Zinc (Zn) [Air emissions]	0.003	kg	
Dioxin (2,3,7,8-TCDD TEQ) [Air emissions]	3.5E-007	kg	
Benzene [Air emissions]	3.3E-005	kg	Klorbensen

New Entry

Output - Solid Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
Oil Sludge [Solid emissions]	16	kg	
Unspecified Waste from Steelproduction (Internal) [Solid em...	7.4E002	kg	Unspecified waste, material for covering, le...
Hazardous Waste from Steel Production [Solid emissions]	3.6E-006	kg	Organiskt alkaliskt avfall
Heavy Metal Sludge [Solid emissions]	3.6E-006	kg	
Sludge [Solid emissions]	1.7E002	kg	
Wood [Solid emissions]	0.00031	kg	

New Entry

Dioxinemissionen til luft er rettet til $8,2 \times 10^{-9}$ kg/ton

Primærproduktion

Edit: Steel Sheets (97.75% primary), Sweden, 2008

File Edit Inputs Outputs Help

Process Name and Basic Properties

Name	Amount	Unit	Category	Comments
Steel Sheets (97.75% primary), Sweden, 2008	1	kg	Steel and Metal Production	

Inputs

Documentation

Input - Material and Energy
 Note: Only Terminated Processes.

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Water from Waterworks, Sweden, 2008, [Terminated] []	0.59	kg	0	0	0	
Natural Gas in Industry Burner (prod + comb), >100 kW, MJ ...	0.212	MJ	0	0	0	gasol
District Heating, Scania county, kWh, SE, 2008, TERMINATE...	0.036	kWh	0	0	0	
Hard Coal in Power Plant (prod + comb), MJ, TERMINATED, 2...	21.5	MJ	0	0	0	7.40 kg
Idekatalog - Marginal electricity 2020, [Terminated] []	0.684	kWh	0	0	0	
Fuel Oil (Heavy), EU (prod + comb), kg, TERMINATED (for in...	0.00209	kg	0	0	0	
Fe, Raw Iron (Primary) TERMINATED, 1990 []	1.64	kg	0	0	0	

New Entry

Input - Resources and Raw Materials

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Unspecified Resources [Resources & Raw Materials]	0.145	kg	0	0	0	Legeringar och slaggbildare

New Entry

Output - Air Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Nitrogen Oxides (NOx) [Air Emissions]	0.00052	kg	0	0	0	X
Sulphur Dioxide (SO2) [Air Emissions]	0.00057	kg	0	0	0	X
Particles - PM 10 [Air Emissions]	0.00028	kg	0	0	0	X
Carbon Dioxide (CO2 - Fossil) [Air Emissions]	0.92	kg	0	0	0	

New Entry

Output - Fresh Water Emissions
 Note: Unspecified Emissions to Surface Water are Considered as Emissions to Fresh Water.

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Unspecified Solids (Suspended) [Fresh Surface Wat...	2E-005	kg	0	0	0	
Unspecified Substance [Fresh Surface Water Emissi...	5.1E-005	kg	0	0	0	Syretärande ämnen
Unspecified Oil [Fresh Surface Water Emissions]	4E-005	kg	0	0	0	

New Entry

Output - Solid Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Stainless Steel Scrap [Solid Emissions]	0.66	kg	0	0	0	Biprodukter for material recycling
Unspecified Sludge [Solid Emissions]	0.06	kg	0	0	0	Landfilled

New Entry

Aluminium Genanvendelse

RECYCLING: Idekatalog, Aluminium

File Edit Inputs Outputs Help

Name: Owner: Admin

Amount: tons Date: 03/01/2007

Substituted Amount: %

Inputs Cost Inputs

Input - Material and Energy

Name	Amount	Unit/ton	Comments	View
CaCO ₃ , Calcium Carbonate, TERMINATED, 1996	4.7	kg		
Oil (Raw Material) Production, North Sea 2001, kg TERMINATED	19	kg	used for unspecified fuel oil.	
Natural Gas (prod + comb), MJ (for incinerators), Norway, 1994	1.2E003	MJ	Gasol	
NaCl, Sodium Chloride, 1991	88	kg		
Idekatalog - Marginal electricity 2020	1.8E002	kWh		
Water from Waterworks, Sweden, 2008	4.5E002	kg		
Fuel Oil (Light) in Industry Burner (prod + comb), 1-100MW, kg, TER...	19	kg		

New Entry

Input - Resources and Raw Materials

Name	Amount	Unit/ton	Comments
New Entry			

Output - Air Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
Nitrogen Dioxide (NO ₂) [Air emissions]	0.29	kg	
Hydrogen Chloride (HCl) [Air emissions]	0.05	kg	
Sulphur Dioxide (SO ₂) [Air emissions]	0.33	kg	
Hydrogen Fluoride (HF) [Air emissions]	0.0005	kg	
Dioxin (2,3,7,8-TCDD TEQ) [Air emissions]	2.2E-010	kg	

New Entry

Output - Solid Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
Wood [Solid emissions]	0.88	kg	
Unspecified Industrial Waste [Solid emissions]	0.8	kg	
Unspecified Slag and Ashes [Solid emissions]	3.1E002	kg	

New Entry

Primærproduktion

Edit: [Aluminum, Al (Primary), World average, 2005]

File Edit Inputs Outputs Help

Process Name and Basic Properties

Name	Amount	Unit	Category	Comments
Aluminum, Al (Primary), World average, 2005	1	kg	Steel and Metal Production	

☒ Inputs
 ☐ Documentation

Input - Material and Energy
Note: Only Terminated Processes.

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Bauxit mining, World average, IAI, TERMINATED, 2005 []	5.27	kg	0	0	0	
CaCO3, Calcium Carbonate, TERMINATED, 1996 []	0.172	kg	0	0	0	
Production and transportation of hard coal, kg TERMINATED []	0.173	kg	0	0	0	
Natural Gas in Industry Burner (prod + comb), >100 kW, MJ ...	9.77	MJ	0	0	0	277 m3 / ton aluminum
Production and Combustion of Diesel Oil in Truck, EU2, I TER...	0.012	l	0	0	0	277 kg /ton aluminu
Hard Coal in Power Plant (prod + comb), MJ, TERMINATED, 2...	5.02	MJ	0	0	0	173 kg /ton aluminum
Fuel Oil (Heavy), EU (prod + comb), kg, TERMINATED (for in...	0.207	kg	0	0	0	207 kg /ton aluminu
Water from Waterworks, Denmark, TERMINATED, 1993 []	0.0286	kg	0	0	0	
EU-27, Grid Mix, AC, Consumption at consumer, 1kV - 60kV, ...	15.7	kWh	0	0	0	

New Entry

Input - Resources and Raw Materials

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Calcium Carbonate (CaCO3) [Resources & Raw Mate...	0.172	kg	0	0	0	
Sodium Carbonate [Resources & Raw Materials]	0.076	kg	0	0	0	
Hard Coal, Pure, Fuel [Resources & Raw Materials]	0.088	kg	0	0	0	Pitch tar coal
Auxiliary Material [Resources & Raw Materials]	0.02	kg	0	0	0	Alloy additives
Stainless Raw Steel [Resources & Raw Materials]	0.0089	kg	0	0	0	
Petcoke [Resources & Raw Materials]	0.348	kg	0	0	0	
Water (Sea Water) [Resources & Raw Materials]	0.08	kg	0	0	0	
Aluminum (Al) [Resources & Raw Materials]	0.0164	kg	0	0	0	Aluminum flouride
Hard Coal, Raw, Fuel [Resources & Raw Materials]	0.173	kg	0	0	0	Energy carrier
Aluminum (Al) [Resources & Raw Materials]	1.92	kg	0	0	0	
Unspecified Resources [Resources & Raw Materials]	0.008	kg	0	0	0	Refractory Material Input (Exclu...
Brown Coal (Lignite) [Resources & Raw Materials]	1.34	kg	0	0	0	
Clay [Resources & Raw Materials]	8.5E-008	kg	0	0	0	
Potassium Chloride (KCl) [Resources & Raw Materials]	3.6E-005	kg	0	0	0	Chlorine

New Entry

Output - Air Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Nitrogen Oxides (NOx) [Air Emissions]	0.0022	kg	0	0	0	X
Sulphur Dioxide (SO2) [Air Emissions]	0.0223	kg	0	0	0	X
Hydrogen Chloride (HCl) [Air Emissions]	9E-006	kg	0	0	0	X
Mercury (Hg) [Air Emissions]	4E-007	kg	0	0	0	X
PAH (Benzo[a]pyrene TEQ) [Air Emissions]	0.00032	kg	0	0	0	X
PFC-14 (Tetrafluoromethane) [Air Emissions]	0.00013	kg	0	0	0	CF4
Particles - PM 10 [Air Emissions]	0.0092	kg	0	0	0	X
PFC-116 (Hexafluoroethane) [Air Emissions]	1.3E-005	kg	0	0	0	C2F6

Output - Fresh Water Emissions
Note: Unspecified Emissions to Surface Water are Considered as Emissions to Fresh Water.

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Unspecified Waste Water [Fresh Surface Water Emi...	18.1	kg	0	0	0	
Unspecified Solids (Suspended) [Fresh Surface Wat...	0.00032	kg	0	0	0	
PAH (Benzo[a]pyrene TEQ) [Fresh Surface Water ...	1.69E-006	kg	0	0	0	
Fluoride (F-) [Fresh Surface Water Emissions]	0.00032	kg	0	0	0	
Unspecified Oil [Fresh Surface Water Emissions]	0.00092	kg	0	0	0	
Unspecified Water [Fresh Surface Water Emissions]	22.9	kg	0	0	0	

New Entry

Output - Marine Water Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
------	--------	------	-----------	------------	------------	----------

New Entry

Output - Groundwater Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
------	--------	------	-----------	------------	------------	----------

New Entry

Output - Soil Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
------	--------	------	-----------	------------	------------	----------

New Entry

Output - Solid Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Aluminum (Unspecified) [Solid Emissions]	0.0026	kg	0	0	0	Alumina
Aluminum in Ore (Bauxite) [Solid Emissions]	2.2	kg	0	0	0	Bauxit residue
Unspecified Sludge [Solid Emissions]	0.0049	kg	0	0	0	Scrubber sludge
Waste (Unspecified) [Solid Emissions]	0.0796	kg	0	0	0	Carbon waste + SPL + Filter du...

New Entry

HDPE/LDPE/PET/PP/PS Genanvendelse

RECYCLING: Idekatalog, HDPE

File Edit Inputs Outputs Help

Name Idekatalog, HDPE Owner Admin

Amount tons Date 12/31/2006

Substituted Amount %

Inputs Cost Inputs

Input - Material and Energy

Name	Amount	Unit/ton	Comments	View
Electricity, hard coal, at power plant DE/U	88	kWh	8.8 in MRF	
Water from Waterworks, Sweden, 2008	20	kg		
Fuel Oil (Light) Production, EU, kg TERMINATED, 1996	1.1	kg		
Production and Combustion of Diesel Oil in Truck, kg TERMINATED	0.53	kg	in MRF	
Production and Combustion of Diesel Oil in Truck, EU2, kg	1.6	kg		
Fuel Oil (Light) in Industry Burner (prod + comb), 1-100MW, kg, TER...	1.1	kg		

New Entry

Input - Resources and Raw Materials

Name	Amount	Unit/ton	Comments

New Entry

Output - Air Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
Nitrogen Oxides (NOx) [Air emissions]	0	kg	
Sulphur Dioxide (SO2) [Air emissions]	0.0011	kg	
Carbon Dioxide (CO2 - Fossil) [Air emissions]	3.6	kg	

New Entry

Output - Fresh Water Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
P-total (P) [Fresh surfacewater emissions]	0.001	kg	
BOD (Biological Oxygen Demand) [Fresh surfacewater emissions]	1.9	kg	
N-total (N) [Fresh surfacewater emissions]	0.003	kg	
COD (Chemical Oxygen Demand) [Fresh surfacewater emissi...	21	kg	
Light Fuel Oil [Resources & Raw Materials]	0.41	kg	
TOC (Total Organic Carbon) [Fresh surfacewater emissions]	6.4	kg	
Cadmium (Cd) [Fresh surfacewater emissions]	6.1E-007	kg	

New Entry

Output - Groundwater Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments

New Entry

Output - Marine Water Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments

New Entry

Output - Soil Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments

New Entry

Output - Solid Emissions

Name	Amount	Unit/ton	Comments
Hazardous Waste (Unspecified) [Solid emissions]	5E-005	kg	
Unspecified Scrap [Solid emissions]	8	kg	

New Entry

Primærproduktion – HDPE

Edit: [Polyethylene, HDPE, granulate, at plant RER S]

File Edit Inputs Outputs Help

Process Name and Basic Properties

Name	Amount	Unit	Category	Comments
Polyethylene, HDPE, granulate, at plant RER S	1	kg	Plastic Production	

Inputs
Documentation

Input - Material and Energy
Note: Only Terminated Processes.

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
New Entry						

Input - Resources and Raw Materials

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Crude Oil [Resources & Raw Materials]	0.908	kg	0	0	0	
Uranium Natural [Resources & Raw Materials]	8.62E-006	kg	0	0	0	
Natural Gas [Resources & Raw Materials]	0.731	kg	0	0	0	
New Entry						

Output - Air Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Carbon Dioxide (CO2 - Fossil) [Air Emissions]	1.57	kg	0	0	0	
Formaldehyde (Methanal) [Air Emissions]	1.04E-008	kg	0	0	0	
Halon (1211) [Air Emissions]	9.88E-012	kg	0	0	0	Maximum Value.
Methane (CH4) [Air Emissions]	0.0141	kg	0	0	0	
Sulphur Dioxide (SO2) [Air Emissions]	0.00409	kg	0	0	0	
Nitrogen Oxides (NOx) [Air Emissions]	0.00325	kg	0	0	0	
Carbon Monoxide (CO) [Air Emissions]	0.0123	kg	0	0	0	
NMVOC (Unspecified) [Air Emissions]	0.00431	kg	0	0	0	
Ethene (Ethylene) [Air Emissions]	1.63E-006	kg	0	0	0	
Benzene [Air Emissions]	1.7E-008	kg	0	0	0	
Mercury (Hg) [Air Emissions]	3.23E-009	kg	0	0	0	
Halon (1301) [Air Emissions]	4.99E-011	kg	0	0	0	
New Entry						

Output - Fresh Water Emissions
Note: Unspecified Emissions to Surface Water are Considered as Emissions to Fresh Water.

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Mercury (Hg) [Fresh Surface Water Emissions]	4.33E-008	kg	0	0	0	
Aluminum (Al) [Fresh Surface Water Emissions]	0.000319	kg	0	0	0	
Phosphate (PO4(3-)) [Fresh Surface Water Emissions]	8.1E-005	kg	0	0	0	
Antimony (Sb) [Fresh Surface Water Emissions]	1.03E-005	kg	0	0	0	
Lead (Pb) [Fresh Surface Water Emissions]	1.73E-006	kg	0	0	0	

Output - Soil Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Iron (Fe) [Soil Emissions]	2.8E-007	kg	0	0	0	
New Entry						

Primærproduktion – LDPE

Edit: [Polyethylene, LDPE, granulate, at plant RER S]

File Edit Inputs Outputs Help

Process Name and Basic Properties

Name	Amount	Unit	Category	Comments
Polyethylene, LDPE, granulate, at plant RER S	1	kg	Plastic Production	

Inputs
Documentation

Input - Material and Energy
Note: Only Terminated Processes.

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
New Entry						

Input - Resources and Raw Materials

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Natural Gas [Resources & Raw Materials]	0.773	kg	0	0	0	
Crude Oil [Resources & Raw Materials]	0.842	kg	0	0	0	
Uranium Natural [Resources & Raw Materials]	1.35E-005	kg	0	0	0	
New Entry						

Output - Air Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Nitrogen Oxides (NOx) [Air Emissions]	0.0038	kg	0	0	0	
Mercury (Hg) [Air Emissions]	4.27E-009	kg	0	0	0	
Halon (1211) [Air Emissions]	8.69E-012	kg	0	0	0	
Halon (1301) [Air Emissions]	5.02E-011	kg	0	0	0	
Methane (CH4) [Air Emissions]	0.0162	kg	0	0	0	
Ethene (Ethylene) [Air Emissions]	9.93E-007	kg	0	0	0	
Sulphur Dioxide (SO2) [Air Emissions]	0.00504	kg	0	0	0	
Carbon Dioxide (CO2 - Fossil) [Air Emissions]	1.69	kg	0	0	0	
Formaldehyde (Methanal) [Air Emissions]	1.13E-008	kg	0	0	0	
Carbon Monoxide (CO) [Air Emissions]	0.00272	kg	0	0	0	
NM VOC (Unspecified) [Air Emissions]	0.00479	kg	0	0	0	
New Entry						

Output - Fresh Water Emissions
Note: Unspecified Emissions to Surface Water are Considered as Emissions to Fresh Water.

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Antimony (Sb) [Fresh Surface Water Emissions]	1.46E-005	kg	0	0	0	
Aluminum (Al) [Fresh Surface Water Emissions]	0.000426	kg	0	0	0	
Mercury (Hg) [Fresh Surface Water Emissions]	6.03E-008	kg	0	0	0	
Phosphate (PO4(3-)) [Fresh Surface Water Emissions]	0.000107	kg	0	0	0	
New Entry						

Output - Soil Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Iron (Fe) [Soil Emissions]	2.8E-007	kg	0	0	0	
New Entry						

Primærproduktion – PET

Edit: [Polyethylene terephthalate (PET) granulate, production mix, at plant, bottle grade RER]

File Edit Inputs Outputs Help

Process Name and Basic Properties

Name	Amount	Unit	Category	Comments
Polyethylene terephthalate (PET) granulate, production mix, at plant...	1	kg	Plastic Production	

Inputs Documentation

Output - Air Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Benzene [Air Emissions]	2.32E-006	kg	0	0	0	
NM VOC (Unspecified) [Air Emissions]	0.00943	kg	0	0	0	
VOC (Unspecified) [Air Emissions]	0.000667	kg	0	0	0	
Mercury (Hg) [Air Emissions]	2.13E-009	kg	0	0	0	
Sulphur Dioxide (SO2) [Air Emissions]	0.0104	kg	0	0	0	
Nitrogen Oxides (NOx) [Air Emissions]	0.00719	kg	0	0	0	
Carbon Monoxide (CO) [Air Emissions]	0.00744	kg	0	0	0	
Methane (CH4) [Air Emissions]	0.0189	kg	0	0	0	
Nickel (Ni) [Air Emissions]	6.63E-006	kg	0	0	0	
Carbon Dioxide (CO2 - Fossil) [Air Emissions]	2.92	kg	0	0	0	

New Entry

Output - Fresh Water Emissions Note: Unspecified Emissions to Surface Water are Considered as Emissions to Fresh Water.

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Phenol [Fresh Surface Water Emissions]	6.84E-007	kg	0	0	0	
Aluminum (Al) [Fresh Surface Water Emissions]	7.8E-007	kg	0	0	0	
Copper (Cu) [Fresh Surface Water Emissions]	8.25E-008	kg	0	0	0	
Phosphate (PO4(3-)) [Fresh Surface Water Emissions]	6.38E-007	kg	0	0	0	

New Entry

Primærproduktion – PP

Edit: [Polypropylene, granulate, at plant RER S]

File Edit Inputs Outputs Help

Process Name and Basic Properties

Name	Amount	Unit	Category	Comments
Polypropylene, granulate, at plant RER S	1	kg	Plastic Production	

Inputs Documentation

Input - Resources and Raw Materials

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Crude Oil [Resources & Raw Materials]	1.02	kg	0	0	0	
Natural Gas [Resources & Raw Materials]	0.577	kg	0	0	0	
Uranium Natural [Resources & Raw Materials]	7.56E-006	kg	0	0	0	

New Entry

Output - Air Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Carbon Monoxide (CO) [Air Emissions]	0.00608	kg	0	0	0	
Mercury (Hg) [Air Emissions]	2.44E-009	kg	0	0	0	
Formaldehyde (Methanal) [Air Emissions]	8.17E-009	kg	0	0	0	
Ethene (Ethylene) [Air Emissions]	1.66E-006	kg	0	0	0	
Benzene [Air Emissions]	1.32E-008	kg	0	0	0	
Halon (1211) [Air Emissions]	7.43E-012	kg	0	0	0	
Carbon Dioxide (CO2 - Fossil) [Air Emissions]	1.68	kg	0	0	0	
Nitrogen Oxides (NOx) [Air Emissions]	0.0033	kg	0	0	0	
NM VOC (Unspecified) [Air Emissions]	0.00357	kg	0	0	0	
Halon (1301) [Air Emissions]	3.78E-011	kg	0	0	0	
Methane (CH4) [Air Emissions]	0.0118	kg	0	0	0	
Sulphur Dioxide (SO2) [Air Emissions]	0.00379	kg	0	0	0	

New Entry

Output - Fresh Water Emissions Note: Unspecified Emissions to Surface Water are Considered as Emissions to Fresh Water.

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Mercury (Hg) [Fresh Surface Water Emissions]	3.64E-008	kg	0	0	0	
Phosphate (PO4(3-)) [Fresh Surface Water Emissions]	6.63E-005	kg	0	0	0	
Nitrate (NO3-) [Fresh Surface Water Emissions]	0.000126	kg	0	0	0	
Lead (Pb) [Fresh Surface Water Emissions]	1.64E-006	kg	0	0	0	
Antimony (Sb) [Fresh Surface Water Emissions]	8.61E-006	kg	0	0	0	
Aluminum (Al) [Fresh Surface Water Emissions]	0.000274	kg	0	0	0	

New Entry

Output - Soil Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Iron (Fe) [Soil Emissions]	2.09E-007	kg	0	0	0	

New Entry

Primærproduktion – PS

Edit: [Polystyrene (general purpose) granulate (GPPS), prod. mix, RER]

File Edit Inputs Outputs Help

Process Name and Basic Properties

Name	Amount	Unit	Category	Comments
Polystyrene (general purpose) granulate (GPPS), prod. mix, RER	1	kg	Plastic Production	

Inputs
Documentation

Output - Air Emissions

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
NM VOC (Unspecified) [Air Emissions]	0.00277	kg	0	0	0	
Nitrogen Oxides (NOx) [Air Emissions]	0.00532	kg	0	0	0	
Mercury (Hg) [Air Emissions]	1.83E-009	kg	0	0	0	
VOC (Unspecified) [Air Emissions]	0.000259	kg	0	0	0	
Sulphur Dioxide (SO2) [Air Emissions]	0.00732	kg	0	0	0	
Carbon Dioxide (CO2 - Fossil) [Air Emissions]	2.71	kg	0	0	0	
Methane (CH4) [Air Emissions]	0.0304	kg	0	0	0	
Benzene [Air Emissions]	2.26E-005	kg	0	0	0	
Carbon Monoxide (CO) [Air Emissions]	0.0056	kg	0	0	0	

New Entry

Output - Fresh Water Emissions
Note: Unspecified Emissions to Surface Water are Considered as Emissions to Fresh Water.

Name	Amount	Unit	Std. Dev.	Min. Value	Max. Value	Comments
Benzene [Fresh Surface Water Emissions]	1.03E-006	kg	0	0	0	
Phosphate (PO4(3-)) [Fresh Surface Water Emissions]	1.87E-005	kg	0	0	0	
Dioxin (2,3,7,8-TCDD TEQ) [Fresh Surface Water Emissions]	9.92E-013	kg	0	0	0	
Copper (Cu) [Fresh Surface Water Emissions]	1.74E-006	kg	0	0	0	

New Entry

Bilag 9

Valg af Livscyklusopgørelse (LCI) for fosforhandelsgødning

9.1 Introduktion

COWI har i forår/sommeren 2012 udarbejdet en livscyklusvurdering og samfundsøkonomisk analyse af forskellige behandlingsformer for spildevandsslam for Miljøstyrelsen. I denne forbindelse er der foretaget en revurdering af den af COWI og DTU Miljø tidligere anvendt livscyklusopgørelse (LCI) for fosforhandelsgødning - EASEWASTEs LCI "Average P fertilizer (Europe)" til livscyklusvurderinger hvori der sker en substituering af fosforhandelsgødning. Der har været usikkerhed omkring visse værdier i denne LCI, særligt udledningen af fosfor til ferskvand, har været mistænkt for at være for høj. Det er formålet med dette notat at vurdere, hvorvidt der bør anvendes en anden LCI i ovennævnte livscyklusvurdering for spildevandsslam og i nærværende projekt med livscyklusvurdering bl.a. af øget genanvendelse af organisk dagrenovation samt eventuelt i kommende miljøvurderinger foretaget af COWI og DTU Miljø.

9.2 Eksisterende LCI'er for fosforhandelsgødning

Som nævnt, har COWI tidligere anvendt EASEWASTEs LCI for fosforhandelsgødning. Der findes dog en række andre LCI'er i de eksisterende databaser. I Tabel 83 vises en opgørelse over eksisterende fosforhandelsgødnings LCI'er og deres referencer.

TABEL 83: FOSFORHANDELSGØDNINGENS LCIER MED REFERENCER

LCI	Reference	Dokumentationsniveau
EASEWASTE "average P fertilizier Europe" Gødningstype ukendt. Nok TSP	Patyk & Reinhardt (1997) Audsley <i>et al.</i> 1997	Meget lidt dokumentation
EASEWASTE "TSP"	Davis & Haglund 1999	Veldokumenteret
GaBi "TSP NL"	IFA/UNEP 1998	Meget lidt dokumentation
Ecoinvent "RER: SSP at regional storehouse aggr" og "RER: SSP at regional storehouse U-SO"	Nemecek & Kägi (2007). Bygger på Davis & Haglund (1999), EFMA (1995), Kongshaug (1998), Patyk (1996) og Audsley <i>et al.</i> 1997.	Veldokumenteret
Ecoinvent "RER: TSP at regional storehouse aggr" og "RER: TSP at regional storehouse U-SO"	Nemecek & Kägi (2007). Bygger på Davis & Haglund (1999), EFMA (1995), Kongshaug (1998), Patyk (1996) og Audsley <i>et al.</i> 1997.	Veldokumenteret

I Tabel 83 ovenfor refereres til to forskellige typer fosforgødning; SSP⁶⁶ og TSP⁶⁷. De to typer gødning adskiller sig ved den forarbejdningsproces råfosfaten gennemgår. SSP fremstilles ved behandling med svovlsyre hvor TSP fremstilles ved behandling med fosforsyre (Jensen & Husted 2009).

LCI'er fra Ecoinvent findes typisk i to versioner; aggregated og U-SO. Aggregated betyder at emissioner og ressourceforbrug fra alle opstrømsprocesser er inkluderet i LCI'en. I U-SO LCI'en er det angivet hvilke opstrømsprocesser, hvor man så kan vurdere, hvilke underprocesser, som bidrager til emissionerne.

Der vælges at sammenligne EASEWASTES LCI med Ecoinvents LCI "RER: single super phosphate, as P₂O₅ at regional storehouse" fra 2007. Denne LCI vælges fordi den er veldokumenteret og fordi den beskriver produktionen af SSP, som typisk er anvendt i dansk fosforhandelsgødning (Stoumann 2012).

9.3 Metode for sammenligning

I vurderingen af hvilken LCI der bør benyttes til substitution af fosforhandelsgødning lægges der vægt på følgende tre aspekter:

Validiteten af estimer, der knytter sig til overordnede antagelser for LCI'erne og systemgrænser.
Validiteten af estimer, der knytter sig til den kortlagte livscyklus for de to LCI'er
Dokumentationsniveauet for LCI'erne

Overordnede antagelser kan eksempelvis være typen af gødning, som beskrives, og hvor den antages produceret. Dokumentationsniveauet er afgørende for hvor anvendelig LCI'en er, eftersom det er nødvendigt, at kunne vurdere og dokumentere de anvendte valg og antagelser.

⁶⁶ Single sulphur phosphate, med ca. 8 % fosforindhold

⁶⁷ Triple super phosphate, med ca. 20 % fosforindhold

Sammenligningen af den kortlagte livscyklus for de to LCI'er sker ved at foretage en miljøpåvirkningsvurdering (LCIA) af begge LCI'er. Til LCIA'en anvendes UMIP 97 metoden, med 2004 normaliseringsreferencer. De normaliserede værdier fra de to LCI'er er anvendt til sammenligningen. På grund af usikkerheder i UMIP-metodens vurdering af de toksiske kategorier og ressourceforbruget, tillægges de ikke-toksiske værdier større vægt i sammenligningen. Toksiske emissioner og ressourceforbruget beskrives i stedet kvalitativt. I beskrivelsen af ressourceforbruget lægges der særlig vægt på fosforforbruget, da det er fokusområde i undersøgelsen for Miljøstyrelsen.

I analysen undersøges det hvilke emissioner, der giver anledning til de høje normaliserede værdier, og hvor i den kortlagte livscyklus emissionerne stammer fra. Herefter vurderes, hvor dokumentationsniveauet tillader det, hvor repræsentative værdierne for de vigtige emissioner er. Dette gøres ved, hvor det er muligt, at sammenligne med værdier fra eksisterende specifikke fosforhandelsgødningsanlæg i Vesteuropa.

Principielt set burde det ikke være nødvendigt at foretage en vurdering af forskellene fra anvendt miljøpåvirkningsvurderingsmetoden (LCIA-metode), eftersom UMIP 97 metoden med 2004 normaliseringsreferencer er anvendt for begge LCI'er. Ikke desto mindre er der alligevel forskelle i resultaterne af de to LCI'er pga. forskelle i LCIA metoden. Det skyldes at der i GaBi og i EASEWASTE ikke altid er overensstemmelse mellem hvor stor en karakteriseret miljøpåvirkningsværdi forskellige emissioner tilskrives. Dette er selvfølgelig problematisk, men det er ikke muligt inden for dette projekts tidsramme at vurdere betydningen heraf.

9.4 Formål og afgrænsning for LCI'er

9.4.1 Formål med LCI'erne

EASEWASTES LCI "Average P fertilizer in Europe" er lavet på DTU til at beskrive substitution af fosforhandelsgødning ved brugen af behandlet organisk affald fra husholdninger (Hansen *et al.* 2006).

Ecoinvents LCI er lavet af det Schweiziske Ecoinvent Centre. Centret er et kompetencecenter bestående af the Swiss Federal Institute of Technology Zürich (ETH Zurich) samt en række andre Schweiziske analyseinstitutter (Ecoinvent Centre 2012). LCI'ens formål er at beskrive SSP produktion i Europa.

9.4.2 Systemgrænser for de to LCI'er

EASEWASTE LCI'en inkluderer produktionen af fosforgødning og transport samt den efterfølgende forurening med gødningens indhold af urenheder ved udbringning på jord (Hansen *et al.* 2006).

Ecoinvents LCI inkluderer produktionen af fosforgødning med visse opstrømsprocesser i Europa og transport til et regionalt lager i Centraleuropa. Transporten til brugeren i Danmark og forurening med gødningens indhold af urenheder fra udbringning på jord er ikke inkluderet (Nemecek & Kägi 2007).

9.4.3 EASEWASTE dokumentation og overordnede antagelser

EASEWASTE LCI'en er baseret på Patyk & Reinhardt (1997) og Audsley *et al.* (1997). LCI'en er overordnet beskrevet i Hansen *et al.* (2006). Nedenfor er beskrevet hvilke kilder, der er anvendt specifikt til de forskellige emissioner i LCI'en:

Emissioner til vand fra produktionsprocessen er fra Audsley *et al.* (1997)

Tungmetal emissioner til jord er fra udbringning af gødningen på marken. Dokumentation er fra Audsley *et al.* (1997).

Alle andre emissioner baseres på Patyk & Reinhardt (1997) og er enten fra produktionen af gødningen, svovlsyre, elektronik og/eller fosforsyre.

LCI'en bygger i ret stort omfang på Patyk & Reinhardt (1997). På baggrund af selve EASEWASTE LCI'en vurderes det, at LCI'en beskriver et mix af SSP og TSP. Elektriciteten er antaget at være tysk mix, der i høj grad består af kernekraft.

9.4.4 Ecoinvent dokumentation og overordnede antagelser

I Ecoinvent LCI'en anvendes data fra Davis & Haglund (1999) til beskrivelse af emissioner og ressourceforbrug fra selve forarbejdningsprocessen, som sker i Europa. I Davis & Haglund er dokumentationen baseret på følgende kilder:

Forbrug af energi og svovlsyre til forarbejdningsprocessen: Kongshaug (1998)

Emissioner relateret til forbrug af energi: LCAiT 3.0

Fosforemissioner til ferskvand: Hydro Agri (1998) (Nemecek & Kägi 2007, s. 85)

Desuden er der i Davis & Haglund anvendt dokumentation fra EFMA (1995) og Patyk (1996). Alle opstrømsprocesser i Ecoinvent LCI'en (oparbejdning af råfosfat, svovlsyre etc.) er taget fra Ecoinvents egen database, og beskriver gennemsnitlige processer i Europa (Nemecek & Kägi 2007).

LCI'en beskriver produktionen af SSP, som er den type fosforgødning, der indgår i dansk marginal fosforgødning (NPK-gødning) (Stoumann 2012). Elektricitetsforbruget er antaget at afspejle det gennemsnitlige europæiske elektricitetsmix (UCTE-mix).

9.5 Beskrivelse af estimater knyttet til kortlagt livscyklus for LCI'er

I det følgende beskrives vigtige estimater knyttet til den kortlagte livscyklus i de to LCI'er; EASEWASTES LCI "Average P fertilizer in Europe" og EcoInvents LCI "RER: SSP at regional storehouse aggr.". Beskrivelsen sker på baggrund af de normaliserede værdier (målt i Personækivalenter, forkortet PE). I beskrivelsen vil der være størst fokus på de ikke toksiske kategorier, mens de toksiske kategorier og ressourceforbruget beskrives kvalitativt. Beskrivelsen sker ved, at de højeste normaliserede værdier for hver af de to LCI'er analyseres. Herefter undersøges hvilke emissioner, der giver anledning til de høje normaliserede værdier, og hvor i den kortlagte livscyklus emissionerne stammer fra.

9.5.1 Beskrivelse af Ikke toksiske værdier

9.5.1.1 EASEWASTEs største normaliserede værdier

De største normaliserede værdier i EASEWASTE LCI'en er vist i Tabel 84 nedenfor.

TABEL 84: VIGTIGSTE MILJØPÅVIRKNINGER I EASEWASTE LCI'EN

Nr.	Emission	mPE	Kategori
1	P-total (P) [Fresh surfacewater emissions]	31	Nutrient Enrichment
2	Sulphur Dioxide (SO ₂) [Air emissions]	0.44	Acidification
3	Carbon Dioxide (CO ₂ - Fossil) [Air emissions]	0.20	Global Warming 100 Years
4	Nitrogen Oxides (NO _x) [Air emissions]	0.077	Nutrient Enrichment
5	Nitrogen Oxides (NO _x) [Air emissions]	0.034	Acidification
6	NM VOC (Unspecified) [Air emissions]	0.0074	Photochemical Ozone Formation, High Nox
7	Carbon Monoxide (CO) [Air emissions]	0.0021	Photochemical Ozone Formation, High NOx
8	Nitrous Oxide (Laughing Gas) (N ₂ O) [Air emissions]	0.0020	Global Warming 100 Years
9	Methane (CH ₄) [Air emissions]	0.0020	Global Warming 100 Years
10	Hydrogen Chloride (HCl) [Air emissions]	0.00084	Acidification
11	Ammonia (NH ₃) [Air emissions]	0.00083	Nutrient Enrichment
12	Formaldehyde (Methanal) [Air emissions]	0.00053	Photochemical Ozone Formation
13	Ammonia (NH ₃) [Air emissions]	0.00036	Acidification
14	Methane (CH ₄) [Air emissions]	0.00035	Photochemical Ozone Formation, High Nox
15	Carbon Monoxide (CO) [Air emissions]	0.00025	Global Warming 100 Years

Udledning af fosfor til ferskvand er den emission, som giver anledning til den største normaliserede værdi i EASEWASTE LCI'en med et miljøpåvirkningspotentiale på 31 mPE i næringsstofbelastningskategorien. Denne udledning stammer fra produktionsprocessen, og Audsley et al. (1997) er anvendt som reference til emissionen. I Tabel 85 nedenfor vises underprocessernes bidrag til den samlede miljøpåvirkning i de ikke-toksiske kategorier i EASEWASTE LCI'en.

TABEL 85: EMISSIONER PER PRODUCERET KG P-GØDNING I EASEWASTE LCI'EN. ELEKTRICITETEN ER PRODUCERET PRIMÆRT MED TYSK KERNEKRAFT (PATYK & REINHARDT 1997)

Navn	Emission	P-gødning	Prod. af fosfatgødning	Prod. af svovlsyre	el-prod.
P-total (P)	Vand	0,045	0,045	0	0
Sulphur Dioxide (SO ₂)	luft	0,024	0,013	0,011	0,00063
Carbon Dioxide (CO ₂ - Fossil)	luft	1,583	0,92	-0,12	0,780
Nitrogen Oxides (NO _x)	luft	0,002634	0,0021	-0,00017	0,00071
Nitrogen Oxides (NO _x)	luft	0,002634	0,0021	-0,00017	0,00071
NM VOC (Unspecified)	luft	0,000247	0,00023	-3,60E-06	2,01E-05
Carbon Monoxide (CO)	luft	0,000956	0,00086	-9,5E-05	0,000191
Nitrous Oxide (Laughing Gas) (N ₂ O)	luft	5,32E-05	3,4E-05	-9,4E-06	2,86E-05
Methane (CH ₄)	luft	6,74E-04	3,9E-05	-0,00089	0,0015
Hydrogen Chloride (HCl)	luft	5,25E-05	1,2E-05	-3,6E-06	4,5E-05
Ammonia (NH ₃)	luft	1,05E-05	3,9E-06	6,5E-06	1,6E-07
Formaldehyde (Methanal)	luft	1,77E-05	1,7E-05	3,8E-08	6,3E-07

Det fremgår af Tabel 85, at den største kilde til emissionerne selve produktionen af gødningen, mens påvirkningen fra produktionen af svovlsyre og elektricitet er mindre.

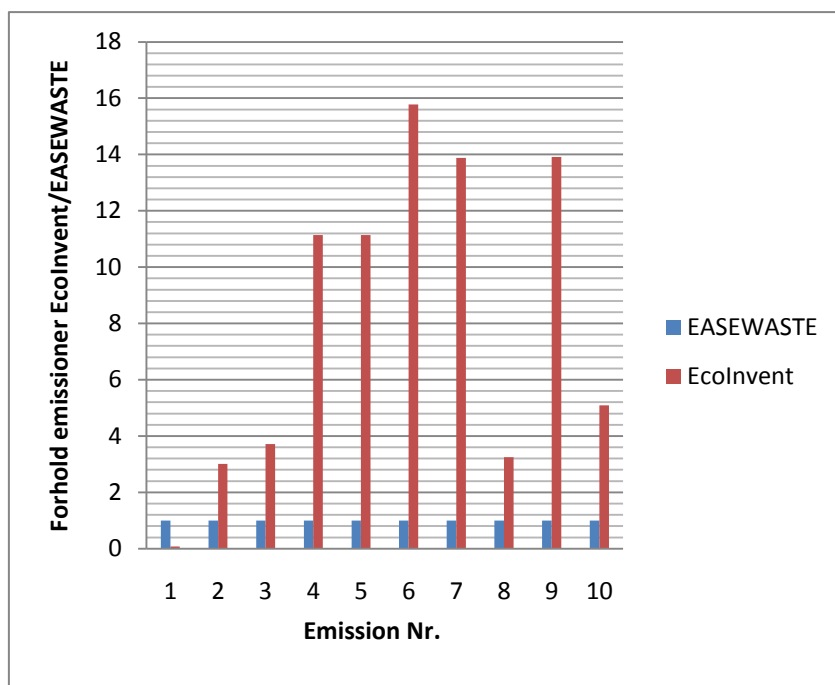
9.5.1.2 Sammenligning af ikke-toksiske værdier med Ecoinvent

I Tabel 86 sammenlignes de ti største normaliserede værdier i EASEWASTE med normaliserede værdier fra Ecoinvent. Selve emissionen (målt i kg pr. kg P i produktet) er også vist i tabellen.

TABEL 86: DE 10 STØRSTE NORMALISEREDE VÆRDIER I EASEWASTES LCI SAMMENLIGNET MED ECOINVENTS LCI.

	Kategori	Emission	mPE/kg P		kg/kg P	
			EASEWASTE	Ecoinvent	EASEWASTE	Ecoinvent
1	Nutrient Enrichment	P-total (P) [Fresh surfacewater]	31.4	2.30	0.0450	0.0033
2	Acidification (EDIP97)	Sulphur Dioxide (SO ₂) [Air]	0.44	1.33	0.0242	0.073
3	Global Warming 100 Years	Carbon Dioxide (CO ₂ - Fossil) [Air]	0.205	0.762	1.58	5.89
4	Nutrient Enrichment	Nitrogen Oxides (NO _x) [Air]	0.077	0.863	0.00263	0.029
5	Acidification	Nitrogen Oxides (NO _x) [Air]	0.034	0.37	0.00263	0.029
6	Photochemical Ozone Formation, high Nox	NM VOC (Unspecified) [Air]	0.00736	0.139	0.000247	0.00389
7	Photochemical Ozone Formation, High NO _x	Carbon Monoxide (CO) [Air]	0.00214	0.030	0.000956	0.0133
8	Global Warming 100 Years	Nitrous Oxide (Laughing Gas) (N ₂ O) [Air]	0.00204	0.00717	5.32E-05	0.000173
9	Global Warming 100 Years	Methane (CH ₄) [Air]	0.00201	0.0302	6.74E-04	0.00938
10	Acidification	Hydrogen Chloride (HCl) [Air]	0.00084	0.00429	5.25E-05	0.000267

Størrelsesordenen af emissionerne fra EASEWASTE og Ecoinvent er vist i figur 1 nedenfor, hvor en værdi på 1 i EASEWASTE LCI'en er brugt som reference.

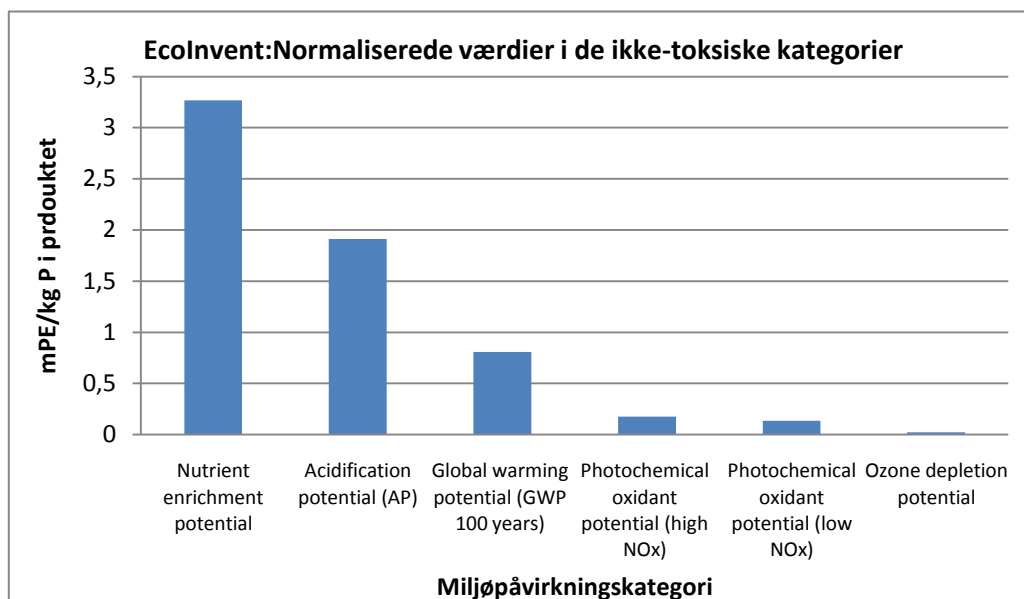


FIGUR 94: FORSKEL MELLEM VIGTIGE EMISSIONER I EASEWASTE OG ECOINVENT. EMISSION NR. HENTYDER TIL DE EMISSIONR, DER ER ANGIVET I TABEL 86.

Det ses af Tabel 86 og Figur 94, at fosforudledningen til ferskvand er ca. 14 gange højere i EASEWASTES LCI end i Ecoinvent. Alle andre emissioner er mellem 3 og 16 gange højere i Ecoinvents LCI. Dette skyldes primært, at der er angivet et højere elektricitetsforbrug i Ecoinvents LCI end i EASEWASTES. I afsnit 4 vurderes validiteten af de forskellige estimater, som er sammenlignet ovenfor.

9.5.1.3 Høje normaliserede værdier i Ecoinvents LCI

I Ecoinvents LCI kan vi se, at kategorierne for næringsstofbelastning, forsurening og global opvarmning har de højeste samlede normaliserede værdier i de ikke-toksiske kategorier. De samlede normaliserede værdier for Ecoinvent LCI'en er vist i Figur 95 nedenfor.



FIGUR 95: SAMLEDE NORMALISEREDE MILJØPÅVIRKNINGER I ECOINVENT LC'I'EN. ANGIVET PR. KG P I PRODUKTET

De emissioner, som leder til de største normaliserede værdier i de respektive miljøpåvirkningskategorier, er vist i Tabel 87, Tabel 88 og Tabel 89 nedenfor.

TABEL 87: 99 % FRAKTIL AF NORMALISEREDE VÆRDIER I NÆRINGSSTOFBELASTNINGSKATEGORIEN

UMIP 97, Nutrient enrichment potential				
Emission	Type emission	mPE/kg P	% af kategori	Sum %
Phosphate	Inorganic emissions to fresh water	2.304734	70.6	70.6
Nitrogen oxides	Inorganic emissions to air	0.863158	26.4	97.0
Phosphorus	Inorganic emissions to fresh water	0.054872	1.7	98.7
Ammonia	Inorganic emissions to air	0.020237	0.6	99.3

TABEL 88: 99 % FRAKTIL AF NORMALISEREDE VÆRDIER I FORSURINGSKATEGORIEN

UMIP 1997, Acidification potential (AP)				
Emission	Type emission	mPE/kg P	% af kategori	akk. %
Sulphur dioxide	Inorganic emissions to air	1.33	69.6	69.6
Nitrogen oxides	Inorganic emissions to air	0.37	19.6	89.2
Sulphate	Inorganic emissions to freshwater	0.18	9.3	98.5
Hydrogen fluoride	Inorganic emissions to air	0.01	0.5	99.0

TABEL 89: 99 % FRAKTIL AF NORMALISEREDE VÆRDIER I GLOBAL-OPVARMNINGSKATEGORIEN

UMIP 1997, Global warming potential (GWP 100 years)				
Emission	Type emission	mPE/kg P	% af kategori	akk. %
Carbon dioxide	Inorganic emissions to air	0.761709	94	94
Methane	Organic emissions to air	0.030247	3.7	98.2
Nitrous oxide (laughing gas)	Inorganic emissions to air	0.007166	0.89	99.1

Nedenfor vises en procentuel opgørelse over hvorfra de emissioner, som gav anledning til de højeste værdier, stammer :

Fosfat/fosfor (ferskvand):

99 % fra produktionen af Single superfosfat (SSP) i Vesteuropa

Svovldioxid (luft):

70 % fra svovlsyreproduktionen

10 % fra elektricitetsproduktionen

10 % fra oversøisk transport

Nitrogen Oxid (NO_x) (luft):

36 % fra transport, lastbil >16 ton

27 % fra oversøisk transport

10 % fra svovlsyreproduktion

Kuldioxid (luft):

48 % fra elektricitetsproduktionen

25 % fra transport i lastbil > 16 ton

21 % fra oversøisk transport

Sulfat (ferskvand):

67 % fra svovlsyreproduktionen

21 % fra elektricitetsproduktionen

I afsnit 9.6 vurderes validiteten af de estimater der fører til de største normaliserede værdier, både for EASEWASTE LCI'en og for Ecoinvent LCI'en.

9.5.2 Beskrivelse af de to LCI'er mht. de toksiske kategorier og ressourcer

Da der er store usikkerheder forbundet med metoderne for miljøvurdering af de toksiske kategorier og ressourceforbrug, bør disse kategorier tillægges mindre vægt i en LCA. Disse kategorier bør i stedet beskrives derfor kun kvalitativt.

9.5.2.1 Beskrivelse af de toksiske kategorier

I EASEWASTES LCI stammer en stor del af de emissioner, der giver anledning til en høj PE-værdi i de toksiske kategorier fra udledning af tungmetaller til ferskvand ved produktionen af selve gødningen. Estimaterne for disse værdier er taget fra Audsley *et al.* (1997). De samme estimater er anvendt i Ecoinvent LCI'en. Disse værdier er altså ens i de to LCI'er.

I Ecoinvents LCI derimod stammer de højeste normaliserede værdier i de toksiske kategorier primært fra elektricitetsproduktionen og fra transportprocesser. Der er store usikkerheder forbundet med disse værdier, ikke kun pga. metoden for miljøvurdering, men også på grund af usikkerheder omkring estimatet for elektricitetsforbrug. Derfor bør de toksiske kategorier ikke tillægges stor vægt ved brug af Ecoinvents LCI.

9.5.2.2 Beskrivelse af LCI'er mht. ressourceinput i produktionen

Da UMIPs miljøvurdering af ressourcer er forbundet med usikkerhed, sammenlignes i stedet inputtet til produktionsprocessen af fosforgødning for de to LCI'er. En udskrift af inputs til de to produktionsprocesser er vist i Tabel 90 nedenfor.

TABEL 90: INPUTS TIL PRODUKTIONEN AF FOSFORGØDNING I EASEWASTE. INPUTS ER GIVET PR. KG P I SLUTPRODUKTET SUPERFOSFAT

TERMINATED Processes	Total Amount	Enhed
Sulphoric acid TERMINATED	2.25	kg
electricity production Germany TERMINATED	1.06	kWh
Phosphate H ₃ PO ₄ TERMINATED*	0.79	kg
Substance Name	Total Amount	Enhed
Phosphorus (P)	4.84	kg
Crude Oil	0.0706	kg
Gas Oil, Fuel	0.034	kg
Natural Gas, Fuel	0.231	kg
Hard Coal	0.0132	kg

Forbrug af fosfat (Phosphate H₃PO₃ TERMINATED) og af ren fosfor (Phosphorus (P)) er sandsynligvis fejlnavnngivet i EASEWASTE. Forbruget af fosfat må være forbrug af fosforsyre og ikke fosfat, da det er produktionen af fosforsyre, der er beskrevet i processen. Forbrug af ren fosfor er sandsynligvis et forbrug af råfosfat på 4,84 kg per kg fosforgødning.

TABEL 91: INPUTS TIL PRODUKTIONEN AF SSP I ECOINVENTS LCI

ECOINVENT SSP		/kg P
UCTE: electricity, medium voltage, production UCTE, at grid [production mix]	15.2	MJ
RER: transport, lorry >16t, fleet average [Street]	10.0	tkm
RER: transport, freight, rail [Railway]	6.5	tkm
RER: sulphuric acid, liquid, at plant [inorganics]	4.0	kg
RER: chemical plant, organics [organics]	0.0	pcs.
OCE: transport, transoceanic freight ship [Water]	55.8	tkm
MA: phosphate rock, as P ₂ O ₅ , beneficiated, dry, at plant [inorganics]	2.3	kg

I EASEWASTES LCI er fosfor tilført processen i form af 0,79 kg fosforsyre⁶⁸ og 4,84 kg råfosfat pr. kg fosfor (P) i produktet. I Ecoinvent LCI'en er kun anvendt 1 kg P pr. kg P i produktet. I EASEWASTE LCI'en er der anvendt 2.25 kg svovlsyre pr. kg P. Der er brugt godt dobbelt så meget i Ecoinvent LCI'en. Det kan skyldes at EASEWASTE, i hvert fald delvist, beskriver produktionen af TSP, hvori der indgår fosforsyre frem for svovlsyre.

I EASEWASTES LCI er energiforbruget angivet i kg energikilde (elektricitetsforbrug er dog angivet i kWh). For at kunne sammenligne med Ecoinvents LCI er energiforbruget i EASEWASTE LCI'en omregnet til MJ i Tabel 92 nedenfor.

TABEL 92: ENERGIFORBRUG I EASEWASTE. ANGIVET I MJ/KG P I SLUTPRODUKTET

Energiforbrug	værdi	enhed	Net calorific value	MJ/kg P
Råolie	0.0706	kg	46.3 MJ/kg	3.26878
Gasolie, brændstof	0.034	kg	46.2 MJ/kg	1.5708
Naturgas brændstof	0.231	kg	53.6 MJ/kg	12.3816
Kul	0.0132	kg	25 MJ/kg	0.33
Elektricitet	1.6	kWh	3.6 kWh/MJ	5.76
TOTAL				23.3

⁶⁸ der er angivet fosfat, men det skønnes, at der anvendes fosforsyre

I EASEWASTE er elektricitetsforbruget angivet til 5,76 MJ/kg. I alt er energiforbruget 23.3 MJ/kg P i produktet i EASEWASTE LCI'en. I Ecoinvent LCI'en anvendes et elektricitetsforbrug til produktionen af selve gødningen på 15,2 MJ/kg P i produktet. Ingen andre energikilder er anvendt i EcoInvent LCI'en.

9.5.3 Delkonklusion for beskrivelse af LCI'er

I de ikke-toksiske kategorier er langt den største miljøpåvirkning forårsaget af udledningen af fosfor til ferskvand. Denne emission er ca. 14 gange højere i EASEWASTE end i Ecoinvent's LCI. Alle andre vigtige emissioner er mellem 3-16 gange højere i Ecoinvent's LCI end i EASEWASTE's LCI, pga. et højere elektricitetsforbrug i Ecoinvent's LCI. De toksiske kategorier er forbundet med stor usikkerhed, hvilket gør en sammenligning af de LCI'er på dette punkt meningsløs.

9.6 Valg af LCI

Som beskrevet i metodeafsnittet vil LCI'en blive valgt ud fra vurderinger af estimater forbundet med overordnede antagelser og systemafgrænsning, estimater forbundet med kortlægning af livscyklus samt dokumentationsniveauet for de to LCI'er, der sammenlignes.

9.6.1 Vurdering af pålidelighed af overordnede antagelser og systemafgrænsninger

For EASEWASTE's LCI, som er baseret på Patyk & Reinhardt (1997) og Audsley (1997), er det ikke muligt at udtale sig om hvilke antagelser, der er gjort for alle materialeforbrug til produktionen af selve fosforgødningen samt produktionen af de råstoffer og mellemprodukter, der indgår i produktionsprocessen. Det er derfor svært at sammenligne de to LCI'er mht. overordnede antagelser.

EcoInvent LCI'ens overordnede antagelser kan dog godt vurderes til et vist niveau. Da det er SSP, der indgår i den mest solgte type gødning i Danmark, og da oparbejdningen er forudsat at foregå i Europa, vurderes de overordnede antagelser at beskrive substitution af fosforhandelsgødning i Danmark godt. Dog skal det bemærkes, at langt de fleste dokumentationsrapporter for eksisterende LCI'er (inklusive Ecoinvent's og EASEWASTE's LCI'er) beskriver forhold på forholdsvis velfungerende oparbejdningsanlæg i Vesteuropa eller Skandinavien. Ikke desto mindre bruges der i Danmark også en vis mængde handelsgødning produceret i Østeuropa. Da der ikke foreligger data omkring miljøforholdene på de østeuropæiske anlæg, er det svært at vurdere, hvilken indflydelse det ville have at inkludere de østeuropæiske anlæg i en LCI. Det er dog ikke sandsynligt at miljøforhold overvåges i samme høje grad, som på de vesteuropæiske anlæg. Manglen af de østeuropæiske anlæg i LCI'erne kan altså betyde at produktionen af fosforhandelsgødningen vurderes som værende for "god" for miljøet, i forhold til virkeligheden.

Mht. systemgrænserne vurderes EASEWASTE LCI'en at beskrive substitutionen af fosforhandelsgødning i Danmark bedst. Det skyldes at EASEWASTE LCI'en inkluderer forurening med urenheder ved udbringning af gødningen på marker. Ved brug af Ecoinvent LCI'en til substitution af fosforhandelsgødning bør disse emissioner tilføjes.

9.6.2 Vurdering af pålideligheden af ikke-toksiske emissioner i de kortlagte livscyklusser

Som beskrevet ovenfor lægges størst vægt på de ikke-toksiske kategorier. I begge LCI'er er fosfor til ferskvand den største normaliserede emission. Andre høje emissioner i begge LCI'er er svovldioxid, nitrogendioxid, kuldioxid (til luft) og sulfat (til ferskvand).

9.6.2.1 Vurdering af fosfor til ferskvand

Udledningen af fosfor til ferskvand er ca. 14 gange højere i EASEWASTE LCI'en end i Ecoinvents LCI. I EASEWASTE LCI'en bruges en værdi opgivet af Audsley *et al.* på 0,045 kg P-total/kg produceret fosfor i det endelige produkt. Denne værdi bygger på forskellige referencer fra 1992 (se Audsley *et al.* 1997, s. 32). I Ecoinvent LCI'en anvendes en værdi fra Davis & Haglund 1999 på 0.0033 kg P-total/kg P i produktet. Denne værdi stammer fra en miljørapport fra 1998 fra det Norske Hydro Agri AB i Köping (Davis & Haglund 1999 cf. Nemecek & Kägi 2007).

Ud fra en sammenligning med en værdi fra Austrian FEA (2002) på 0.00135 kg total-P/kg P i produktet vurderes det, at Ecoinvents LCI beskriver fosforudledningen fra forarbejdningsprocessen mere repræsentativt end EASEWASTES LCI.

9.6.2.2 Vurdering af elektricitetsforbrug

Forskelle i elektricitetsforbruget i de to LCI giver ligeledes anledning til store forskelle i emissioner. I Ecoinvents LCI er der alene angivet elektricitet som energikilde. Elektricitetsforbruget er angivet til 15.2 MJ/kg P europæisk elektricitet mix (UCTE). Estimatet har Kongshaug (1998) som reference. EASEWASTES produktionsproces benytter flere forskellige energikilder. I alt er energiforbruget i EASEWASTE LCI'en på 23.3 MJ/kg P med et elektricitetsforbrug på godt 6 MJ/kg P og naturgas som den vigtigste energikilde med ca. 12 MJ/kg P. Til elektricitetsproduktionen anvendes der i EASEWASTE et tysk mix. Det lavere elektricitetsforbrug samt brugen af tysk elektricitet mix i EASEWASTES LCI giver lavere emissioner end i Ecoinvent i en del kategorier, særligt i global-opvarmingskategorien, fordi tysk elektricitet i høj grad er baseret på kernekraft.

Antagelsen i Ecoinvents LCI om at 100 % af energien skulle komme fra elektricitet er ikke begrundet i hverken Davis & Haglund (1999), Kongshaug (1997) eller i Nemecek & Kägi (2007). Flere BAT-dokumenter beskriver anvendelse af både elektricitet, damp og brændstof i produktionen af fosfatgødning (European Commission 2007, s. 390). Pga. manglende beskrivelse af de i BAT-dokumenterne angivne værdier er de dog ikke brugbare til en sammenligning med LCI'erne.

Mht. til sammensætningen af elektricitet er det sandsynligt, at antagelsen i EASEWASTE LCI'en om brug af tysk mix af elektricitet er forkert, da gødningen ikke nødvendigvis produceres i Tyskland. Det er tydeligt, at der er meget store usikkerheder forbundet med estimaterne for energi i begge LCI'er. Derfor bør der ved anvendelse af LCI'erne gøres opmærksom på de usikkerheder, der er forbundet med ikke-toksiske kategorier - særligt med global opvarmning som følge af usikkerheder elektricitetsforbruget.

Det har altså ikke været muligt at vurdere hvilken LCI, der bedst beskriver energiforbruget i processen. Det har heller ikke været muligt at vurdere energisammensætningens indflydelse på resultatet af miljøpåvirkningsvurderingen.

9.6.3 Vurdering af pålidelighed af toksiske kategorier og af ressourceforbrug i de kortlagte livscyklusser

9.6.3.1 Vurdering af toksiske kategorier

Der er generelt stor usikkerhed på vurderingen af de toksiske kategorier ved brug af UMIP metoden, da der ikke kan siges at være forskel på to emissioner, hvis der er under en faktor 1000 til forskel mellem dem (Jensen 2012). De emissioner, der giver udslag i de toksiske kategorier, kan dog godt vurderes overordnet.

I EASEWASTE LCI'en er det, primært emissioner, der stammer fra urenheder, der giver udslag i de toksiske kategorier. Værdierne bygger på meget gamle undersøgelser (BUWAL 1991, French Ministry for Agriculture 1994 cf. Audsley 1997). Det har ikke været muligt at finde disse undersøgelser, men det kan ikke formodes, at de repræsenterer danske forhold. Derudover er der i de seneste år sket en stigning i koncentrationen af urenheder i handelsgødning solgt i Danmark,

hvilket vi sandsynligvis også vil opleve i fremtiden. Det skyldes, at vi ikke længere er sikret gødning fra de renere depoter i Norden, men i højere grad vil være afhængig af mineralske fosforkilder indeholdende en større mængde urenheder (Cleemann 2012). Derfor kan estimerne for indholdet af urenheder i fosforgødning fra EASEWASTE LCI'en ikke siges at være repræsentative for danske forhold i dag. Det er altså ikke sandsynligt, at værdierne anvendt i LCI'en er repræsentative for indholdet af urenheder anvendt i dansk gødning i dag, og dermed må der formodes at være stor usikkerhed omkring de toksiske kategorier i EASEWASTE's LCI.

Det har ikke i dette projekt været muligt at vurdere usikkerheden på de toksiske kategorier i EcoInvents LCI.

9.6.4 Vurdering af dokumentationsniveau

På trods af mangler vurderes EcoInvents LCI at være bedst dokumenteret. Et stort plus for EcoInvents LCI'er er også at deres dokumentationsrapporter opdateres jævnligt.

9.7 Konklusion

Formålet med dette notat er, at danne baggrund for en beslutning om hvilken livscyklusopgørelse (LCI) for udvinding, produktion og brug af fosforhandelsgødning, der bør anvendes i forbindelse med livscyklusvurderinger (LCA'er), hvori der sker en substituering af fosforhandelsgødning.

I notatet sammenlignes EASEWASTE's LCI "Average P fertilizer Europe" med EcoInvents LCI "RER: SSP at regional storehouse aggr".

I vurderingen af hvilken LCI, der bør benyttes til substitution af handelsgødning, lægges der vægt på følgende 3 aspekter; Validiteten af estimer, der knytter sig til overordnede antagelser for LCI'erne, og for LCI'ernes systemgrænser, validiteten af estimer, der knytter sig til den kortlagte livscyklus for de to LCI'er samt dokumentationsniveauet for LCI'erne.

Pga. et lavt dokumentationsniveau i begge LCI'er er det ikke muligt at afgøre hvilken LCI, der beskriver danske forhold bedst mht. overordnede valg og antagelser. Dog bemærkes det, at EcoInvents LCI ikke medtager emissioner forbundet med usikkerheder i handelsgødningen, og estimer herfor bør derfor tilføjes ved brug af LCI'en. Desuden bemærkes det, at alle de eksisterende LCI'er anvender data fra Vesteuropæiske velfungerende produktionsanlæg, hvilket kan give anledning til for lave miljøpåvirkninger fra handelsgødningsproduktionen i forhold til virkeligheden. Endvidere indgår emissioner fra selve brydningen af råsfosfat ikke.

I vurderingen af pålideligheden af estimer forbundet med kortlægningen af selve livscyklussen for de to LCI'er, er der lagt størst vægt på de ikke-toksiske UMIP kategorier, pga. usikkerheder i de toksiske kategorier og ressourcebestemmelsen.

I de ikke toksiske kategorier er langt den største miljøpåvirkning forårsaget af udledningen af fosfor til ferskvand. Denne emission er ca. 14 gange højere i EASEWASTE end i EcoInvents LCI. Udfra en sammenligning med eksisterende anlæg vurderes det, at EcoInvents LCI bedst beskriver denne emission.

Alle andre vigtige emissioner er mellem 3-16 gange højere i EcoInvents LCI end i EASEWASTE's LCI, pga. et højere elektricitetsforbrug i EcoInvents LCI.

De toksiske kategorier er forbundet med stor usikkerhed, hvilket gør en sammenligning af de LCI'er på det punkt meningsløs.

9.8 Referencer

Audsley, E., Albers S., Clift, R., Cowell, S. Crettaz, P., Gaillard, G., Hausheer, J., Jolliet, O., Kleijn, R., Mortensen, B., Pearce D., Roger, E, Teulon, H., Weidema, B & Zeits, H.v. (1997): *Harmonization of environmental life cycle assessment for agriculture*. AIR3-Ct94-2028, Community Research and Technological Delevopment Programme in the field of "Agriculture and Agro -Industri, including Fisheries" AIR 3, Europeann Commission DG VI Agriculture

Austrian FEA (2002). "State-of-the-Art Production of Fertilisers", M-105.

BUWAL (1991): Schermetalle und Fluor in Mineraldüngern, Schriftenreihe Umwelt 162

European Commission (2007): Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Large Volume Inorganic Chemicals - Ammonia, Acids and Fertilisers. European Commision. August 2007. http://ftp.jrc.es/eippcb/doc/lvic_bref_0907.pdf

French Ministry for Agriculture (1994): Sous-direction de la protection des végétaux; Commission d'étude de la toxicité.

Cleemann, M. (2012): *Personlig meddelelse*, Specialkonsulent NaturErhvervsstyrelsen, Miljøerhverv (tidl. Plantedirektoratet), mcl@naturerhverv.dk

Davis J & Haglund C. 1999. Life Cycle Inventory (LCI) of fertiliser production – fertilisers used in

Sweden and western Europe. SIK-Report 654. SIK, The Swedish Institute for food and Biotechnology, Göteborg. ISBN 91-7290-196-9

Ecoinvent (2012a): *Organisation*, [online]. Ecoinvents hjemmeside. [citeret 14. Juni 2012]. Tilgængelig på Internet:<URL: <http://www.ecoinvent.org/organisation/>>

Ecoinvent (2012b): <http://www.ecoinvent.org/news/newsdetails/view/ecoinvent-v3-release-date-fixed/>

EFMA 1995: European Fertilizer Manufacturers' Association (1995): Best Available Techniques (BAT) for Pollution Prevention and Control in the European Fertilizer Industry. BAT Sheets Nr. 1-8. Ave. E Van Nieuwenhuyse 4, B-1160 Brussels, Belgium

European Commission (2007): Reference Document on Best Available Techniques for the Manufacture of Large Volume Inorganic Chemicals - Ammonia, Acids and Fertilisers. European Commision. August 2007.http://ftp.jrc.es/eippcb/doc/lvic_bref_0907.pdf

Frischknecht, R., N. Jungbluth, H. Althaus, G. Doka, R. Dones, T. Heck, S. Hellweg, R. Hischier, T. Nemecek, G. Rebitzer & M. Spielmann (2005): The ecoinvent database: Overview and Methodological Framework, *Int J LCA*, 10 (1) 3 – 9 (2005), OnlinePublication: October 22nd, 2004

Hansen, T. L., G. S. Bhandar & T. H. Christensen (2006): Life cycle modelling of environmental impacts of application of processed organic municipal solid waste on agricultural land (EASEWASTE), *Waste Management and Research*, 2006: 24: 153 - 166, ISWA

Hydro Agri (1998): Miljørapport. Official Environmental Report. Hydro Agri AB, Box 908, 73129 Köping

IFA (UNEP) (1998): (International Fertilizer Industry Association, United Nations Environment Programme), "Technical report Nr. 26". International Fertilizer Industry Association, United Nations Environment Programme (ifa ,UNEP), Paris / France, 1998"

Jensen, M. B. (2012): *Personlig kommunikation*. Videnskabelig Assistent, Institut for Vand og Miljøteknologi, Residual Resources Engineering (RRE) - DTU Environment, Danmarks Tekniske Universitet, kontakt: mrbj@env.dtu.dk

Jensen, L. S. & S. Husted (2009): Applied Plant Nutrition. Afdeling for jordbrug og økologi, Det biovidenskabelige fakultet (LIFE), Københavns Universitet. Kontakt: lsj@life.ku.dk

Kongshaug, G. (1998): Energy Consumption and Greenhouse Gas Emissions in Fertilizer Production. Hydro Agri Europ, Norway. EFMA Seminar on EU Legislation and the Legislation Process in the EU relative to Fertilizer, Prague, October 19-21, 1998, 18p.

Nemecek & Kägi (2007): Life Cycle Inventories of Swizz and European agricultural systems. Ecoinvent report nr. 1 fb5

Patyk (1996): International Conference on Application of life cycle assessment in agriculture, food and non-food agro industry and forestry: Achievements and Prospects. IFEU-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg; Wilkenstrasse 3, 69120 Heidelberg, Germany

Patyk, A., Reinhardt, G.A. (1997): Düngemittel – Energie und Stoffstrombilanzen. Vieweg Verlag, Braunschweig Wiesbaden.

Plantedirektoratet (2010): Danmarks salg af handelsgødning 2009/2010. Ministeriet for Landbrug, fødevarer og fiskeri, Kgs. Lyngby

Stoumann, L. (2012): Personlig meddelelse. Professor MSO. Institut for Jordbrug og Økologi/Plante- og Jordvidenskab . LIFE. Kontakt: lsj@life.ku.dk

Bilag 10

Sammenligninger mellem anvendelse af organiske gødninger

10.1 Formål

Dette bilag beskriver kort en sammenligning af anvendelse af hhv. afgasset kildesorteret organisk husholdningsaffald (biogasfællesanlæg), efterkomposteret afgasset kildesorteret organisk dagrenovation (AIKAN anlæg) og ubehandlet svinegylle. Anvendelse af disse tre organiske gødninger er alle sammenholdt med anvendelse af handelsgødning. Sammenligningen er ikke en konsekvens-LCA sammenligning (da gylle ikke reelt vil blive fortrængt af organisk dagrenovation), men snarere en illustration af forskelle og ligheder ved anvendelse af forskellige gødninger.

10.2 Forudsætninger og modelleringer

Sammenligningen bygger på modelleringer i landbrugsmodellen DAISY, som omhandler kvælstof- og kulstofkredsløb på landbrugsjord (Bruun et al, 2003 og Abrahamsen et al, 2000). Der er i modelleringerne anvendt jordtype ler (JB7, Claey loam), da plantebrug er udbredt på lerede jorde, mens der er mere kvægbrug på sandede jorde. Der er anvendt sædskiftet byg, vinterbyg, vinterhvede, sukkerroe, byg, vinterhvede, rajgræs, som er almindeligt forekommende for plantebrug i Danmark, mens klima repræsenterer Sjælland. Jordtypen er den mest afgørende af de tre faktorer for effekterne belyst i de her gennemførte beregninger.

I referencescenariet er modelleret 100 års landbrugsdrift ved anvendelse af handelsgødning. For de organiske gødninger er der modelleret 1 års tilførsel af organisk gødning og herefter 99 års anvendelse af handelsgødning. Herefter er effekten af referencescenariet (kun handelsgødning) trukket fra og forskellen mellem scenarierne viser effekten af det ene års tilførsel af organisk gødning.

Det er nødvendigt at modellere en længere tidsperiode, da de organiske gødninger har effekter, der rækker langt ud over det ene år, hvor de tilføres. Dette gælder både næringsstoffer (frigives over en længere tidsperiode til både planter og udvaskning) og kulstof. Det er valgt kun at tilføre organiske gødninger et enkelt år for at være sikker på at dække den fulde effekt af gødningen og kunne relatere tilbage til den mængde gødning, der er tilført marken. Hvis man modellerede tilførsel af organiske gødninger hvert år, ville der være noget af dette, der ikke er omsat efter de 100 år, som modelleringen dækker og der vil ikke på samme måde kunne laves en dækkende massebalance for processerne.

De tilførte mængder er udregnet som maksimum ifølge Slambekendtgørelsen, dvs. 170 kg. N/ha fra affald (idet tilførsel af biologisk behandlet organisk dagrenovation rammer bekendtgørelsens grænse for den maksimale N-tilførsel før grænsen for den maksimale tilførsel af P og tørstof). Resten af N-normen er opfyldt med handelsgødning. Parameteriseringen af Komposteret husholdningsaffald og Afgasset husholdningsaffald stammer fra Bruun et al. (2006), mens Svinegylle stammer fra DAISY.

Der er beregnet to scenarier:

A: Tilførsel ifølge nuværende lovkrav til substitution af handelsgødning med affalds N. Tilførsel af N medregnes i gødningsregnskabet ud fra de gældende udnyttelsesprocenter fra Plantedirektoratet (Plantedirektoratet, 2011). Der suppleres op til gødningsnormerne med handelsgødning (N og P). Her tilføres altså totalt mere N end ved anvendelse udelukkende af handelsgødning.

B: Anvendelse af samme udnyttelsesprocenter for gylle som for de øvrige organiske gødninger (hhv. 20 og 40 %). Dette er gjort for at illustrere effekten af disse udnyttelsesprocenter.

Ud over DAISY modelleringerne er beregnet tilførsel af tungmetaller til landbrugsjorden ved anvendelse af de forskellige gødninger. Dette er gjort på baggrund af sammensætningen af de forskellige gødninger (organiske såvel som handelsgødning) og de tilførte mængder. Sammensætningen af den biologisk behandlede organiske dagrenovation er baseret på EASEWASTE beregningerne fra projektet, mens sammensætningen af gylle er baseret på DMU (2003). Tungmetalindholdet i handelsgødning (N og P) er baseret på data fra EASEWASTE. Nedenstående tabeller viser input til forudsætninger for modelleringerne.

Tabel 93 Tilført tørstofmængde fra de organiske gødninger (affald eller gylle) i kg tørstof/ha for de forskellige organiske gødninger

	Tilført TS mængde med affald (kg/ha)
Komposteret dagrenovation	8.950
Afgasset dagrenovation	1.710
Ubehandlet svinegylle	1.890

Tabel 94 Tilført mængde kvælstof med de organiske gødninger (affald eller gylle) i kg/ha. Desuden angives substitutionsprocenten for de enkelte gødninger og hvor meget ekstra kvælstof, der tilføres i de enkelte scenarier i forhold til anvendelse af ren handelsgødning.

	N tilført med organisk gødning (kg/ha)	N substitution	N tilført mere end N min. (kg/ha)
Scenarie A			
Komposteret dagrenovation	170	20 %	136
Afgasset dagrenovation	170	40 %	102
Ubehandlet svinegylle	170	75 %	43
Scenarie B			
Ubehandlet svinegylle	170	20 %	136
Ubehandlet svinegylle	170	40 %	102

Tabel 95 Substitution af handelsgødning (N og P) i de enkelte scenarier (kg/ha)

	Handels N substitueret (kg/ha)	Handels P substitueret* (kg/ha)
Scenarie A		
Komposteret dagrenovation	34	76
Afgasset dagrenovation	68	15
Ubehandlet svinegylle	128	36
Scenarie B		
Ubehandlet svinegylle	34	36
Ubehandlet svinegylle	68	36

*) Antages 100 % af P i affaldet substituerer handelsgødning

10.3 Resultater

Modelleringerne medfører en beregning af forskellen på de "rene" handelsgødningsscenarier og scenarierne med tilførsel af organisk gødning for hhv. binding af kulstof i jorden (efter 100 år) samt emissioner af lattergas (luftemission), ammoniak (luftemission) og nitrat til hhv. dræn og grundvand. Disse parametre er omregnet til bidrag til forskellene i drivhuseffekt, forsuring og næringssaltbelastning for én hektar landbrugsjord.

Tabel 96 Resultater for drivhuseffekt, forsuring og næringssaltbelastning. Resultaterne viser forskellen ved 1 års tilførsel af organiske gødninger sammenlignet med anvendelse af ren handelsgødning (positivt tal viser en øget effekt ved anvendelse af organiske gødning).

	Drivhuseffekt, kg CO ₂ -ækv./ha	Forsuring, kg SO ₂ -ækv./ha	Næringssaltbelastning, kg NO ₃ -ækv./ha
Scenarie A			
Komposteret dagrenovation	1.010	6	164
Afgasset dagrenovation	1.121	29	246
Ubehandlet svinegylle	897	44	105
Scenarie B			
Ubehandlet svinegylle, 20 %	1.370	44	328
Ubehandlet svinegylle, 40 %	1.194	44	242

Resultaterne viser, at der ikke er stor forskel på drivhuseffekten ved anvendelse af de forskellige organiske gødninger. I alle tilfælde medfører anvendelsen af de organiske gødninger et øget bidrag til drivhuseffekten på ca. 1 ton CO₂/ha sammenlignet med at anvende handelsgødning. Dette ekstra bidrag til drivhuseffekten skyldes dels emissioner af lattergas, dels en besparelse i forhold til drivhuseffekten pga. lagring af kulstof i jord. Samlet set er der dog tale om en øget påvirkning. Ved ændret udnyttelsesprocent for svinegylle øges lattergasemissionen lidt, hvilket øger det totale bidrag til drivhuseffekten, mens bindingen af kulstof i jorden er uændret.

Bidragene til forsuring skyldes emissioner (afdampning) af ammoniak. Disse er lavest for kompost og højest for gylle (6-44 kg/ha højere end ved anvendelse af handelsgødning). Denne emission ændres ikke ved ændret udnyttelsesprocent for gylle.

Næringssaltbelastningen ligger 100-205 kg NO₃-ækv. højere per hektar ved anvendelse af organiske gødninger end ved anvendelse af handelsgødning. Næringssaltbelastningen skyldes primært NO₃-udvaskning til vand (og i mindre grad ammoniakafdamning til luft) og denne udvaskning bliver højere, når der totalt set tilføres mere kvælstof. Udvasningen er dog også afhængig af hvilken form kvælstoffet er på i den organiske gødning. Da en større del af kvælstoffet i kompost er på organisk form end i afgasset dagrenovation og gylle, er udvasningen mindst fra kompost, selvom der samlet set tilføres mest kvælstof. Udvasningen er størst for afgasset dagrenovation og mindst for gylle. Forholdet mellem udvasningen fra gylle og afgasset dagrenovation skyldes dog primært udnyttelsesprocenterne, hvilket fremgår af scenarie B, hvor anvendelse af en udnyttelsesprocent på 40 % for svinegylle medfører nogenlunde samme udvaskning som for afgasset dagrenovation.

For hvert scenarie opgøres forskellen på tilførsel af miljøfremmede stoffer til landbrugsjorden for de forskellige organiske gødninger sammenlignet med udelukkende anvendelse af handelsgødning (se Tabel 97. Det er valgt kun at vise værdierne for tungmetallerne nævnt i Slambekendtgørelsen. Det har ikke været muligt at sammenligne for alle tungmetaller for alle tre organiske gødninger, fordi DMU (2003) kun indeholder data for 4 af tungmetallerne i Slambekendtgørelsen. Tabellen viser, at anvendelse af organiske gødninger for de fleste tungmetaller medfører en øget tilførsel af tungmetaller til landbrugsjorden (positive værdier) i forhold til anvendelse af handelsgødning. For cadmium og nikkel er ses dog en mindre tilførsel (negativ værdi), hvilket skyldes et relativt højt indhold af disse metaller i P-handelsgødning.

Sammenlignes komposteret og bioforgasset dagrenovation ses, at der generelt tilføres de højeste koncentrationer med komposten. Tungmetallindholdet i det behandlede affald er det samme, men pga. behandling og tilførsel til landbrugsjord tilføres væsentligt mere tungmetal med komposten end med det afgassede affald. Dette skyldes dels, at nedbrydningsgraden er højest for Aikan teknologien, der indeholder både bioforgasning og kompostering. Da nedbrydningen af tørstoffet i affaldet ved denne teknologi er ca. dobbelt så høj som ved ren bioforgasning, sker der en opkoncentrering af tungmetallerne, når de regnes på tørstofbasis. Pga. denne faktor opkoncentreres tungmetallerne med en faktor 2. Derudover tilføres 4 gange så store mængder tørstof med komposten end med det afgassede affald. Det betyder, at der samlet set tilføres 8 gange så store mængder tungmetaller med komposten (fra Aikan) end med det afgassede affald, selvom der er taget udgangspunkt i det samme affald..

Sammenlignes med anvendelse af gylle ligger tilførslen af kobber og zink på niveau med kompost, men væsentligt over tilførslen ved anvendelse af afgasset husholdningsaffald. Tilførslen af cadmium og nikkel ligger på niveau med afgasset husholdningsaffald (men giver samlet set en sparet tilførsel pga. reduceret tilførsel af P-handelsgødning).

Tabel 97 Resultater for total tungmetalltilførsel (kg/ha) med de forskellige organiske gødninger. Resultaterne viser forskellen ved 1 års tilførsel af organiske gødninger sammenlignet med anvendelse af ren handelsgødning (positivt tal viser en øget effekt ved anvendelse af organiske gødning).

Tilført total kg/ha	Komposteret husholdningsaffald	Afgasset husholdningsaffald	Svinegylle
Cd	-0,0053	-0,0013	-0,0034
Cr	0,16	0,02	
Cu	0,47	0,05	0,49
Hg	0,0016	0,0002	
Ni	-0,03	-0,01	-0,04
Pb	0,11	0,01	
Zn	1,4	0,1	1,8

Der er ikke beregnet tilførsel af tungmetaller til landbrugsjord ved ændret udnyttelsesprocent for gylle, da dette kun ændrer på tilførslen af N-handelsgødning, som har relativt lave koncentrationer af tungmetaller. Resultaterne vil dermed ikke adskille sig væsentligt fra ovenstående tabel.

10.4 Referencer

Abrahamsen, Per & Hansen, Søren (2000): Daisy: an open soil-crop-atmosphere system model. *Environmental Modelling & Software* 15 (2000) 313-330.

Bruun, Sander, Christensen, Bent T., Hansen, Elly, M., Magid, Jakob & Jensen, Lars S. (2003): Calibration and validation of the soil organic matter dynamics of the Daisy model with data from the Askov long-term experiments. *Soil Biology & Biochemistry* 35 (2003) 67-76.

Bruun, Sander, Hansen, Trine Lund, Christensen, Thomas H., Magid, Jakob & Jensen, Lars S. (2006): Application of processed organic municipal solid waste on agricultural land - a scenario analysis. *Environmental Modeling and Assessment* (2006) 11: 251-265.

DMU(2003): Undersøgelse af miljøfremmede stoffer i gylle, faglig rapport fra DMU nr. 430, 2003.

Plantedirektoratet (2011): Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2011 til 31. juli 2012. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Plantedirektoratet juli 2011.

Bilag 11

Økonomiske resultater

11.1 Blandet opland

Af nedenstående tabel fremgår en detaljeret opgørelse af enhedsomkostningerne for det blandede opland.

Tabel 98 Enhedsomkostninger for det blandede opland, kr/ton (faktorpriser)

Blandede	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Indsamling													
Kapital og vedligehold	61	108	108	58	253	253	58	235	139	139	139	139	122
Tømningsomkostninger	756	648	648	487	765	765	487	732	682	682	682	682	649
Poseomkostning	162	115	115	185	115	115	185	115	115	115	115	115	115
Transport efter indsamling	18	25	25	19	25	25	19	19	28	28	26	26	21
Informationsindsats	67	74	74	74	74	74	74	74	74	74	74	74	74
Sortering													
Kapitalomkostninger	7	11	11	169	13	13	178	13	47	47	24	24	24
Driftomkostninger	11	16	16	118	19	19	128	19	62	62	38	38	38
Transportomkostninger	15	22	22	21	28	28	27	28	32	32	27	27	27
Indtægter fra salg af råvarer	-103	-153	-153	-145	-198	-198	-187	-198	-306	-306	-240	-240	-240
Biobehandling													
Kapitalomkostninger	0	76	52	72	76	52	72	0	76	52	76	52	0
Biobehandling, drift	0	62	48	59	62	48	59	0	62	48	62	48	0
Indtægter fra salg af energier	0	-47	-46	-45	-47	-46	-45	0	-47	-46	-47	-46	0
Indtægter fra salg af kompost	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Forbrænding													
Kapitalomkostninger	471	314	331	327	269	287	285	370	240	257	276	293	377
Driftomkostninger	166	105	113	110	94	101	99	141	85	93	95	103	142
Indtægter fra salg af energier	-435	-307	-319	-320	-257	-268	-273	-318	-224	-236	-264	-276	-326
Indtægter fra salg af slagge	-22	-22	-22	-22	-10	-10	-11	-10	-4	-4	-11	-11	-11
Total uden afgifter	1.173	1.047	1.024	1.167	1.283	1.260	1.156	1.221	1.062	1.039	1.074	1.051	1.012
Skatteforvridning	0	11	12	5	0	1	6	0	12	13	11	12	10
Opskrivning med NAF	411	370	363	410	449	441	407	427	376	368	380	372	358
Eksternaliteter	-302	-344	-350	-333	-407	-412	-390	-407	-426	-431	-405	-410	-409
Velfærdsøkonomisk total	1.282	1.085	1.049	1.249	1.325	1.290	1.180	1.241	1.024	989	1.060	1.025	971

11.1.1 Følsomhedsanalyser

Tabellerne nedenfor indeholder mere detaljerede resultater for de gennemførte følsomhedsanalyser, end de resultater, der fremgår af hovedrapporten.

Tabel 99: Velfærdsøkonomiske omkostninger (kr./ton) for blandede boligtyper (150.000 enfamilieboliger og 100.000 etageboliger).

	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Hovedantagelse	1.282	1.085	1.049	1.249	1.325	1.290	1.180	1.241	1.024	989	1.060	1.025	971
Basis 26	981	1.069	1.034	1.234	1.310	1.275	1.164	1.226	1.009	974	1.045	1.010	956
Kildesortering	1.282	1.083	1.052	1.249	1.320	1.289	1.175	1.237	1.022	990	1.043	1.011	955
2 x 2-kammer	1.282	1.085	1.049	1.249	1.230	1.195	1.180	1.145	1.024	989	1.060	1.025	971
4-kammer 8. uge	1.282	1.085	1.049	1.249	1.162	1.127	1.180	1.078	1.024	989	1.060	1.025	971
Vægt / energi	1.465	1.169	1.151	1.337	1.416	1.398	1.273	1.444	1.115	1.098	1.149	1.131	1.173
Små anlæg	1.282	1.108	1.049	1.272	1.349	1.290	1.202	1.241	1.091	1.032	1.117	1.058	1.004
Virkningsgrader	1.241	1.055	1.019	1.219	1.300	1.264	1.153	1.210	1.002	966	1.034	998	940
Biogasudbytte	1.282	1.077	1.046	1.242	1.318	1.287	1.173	1.241	1.017	985	1.053	1.022	971
Gas til net	1.282	1.084	1.049	1.249	1.325	1.290	1.179	1.241	1.023	988	1.059	1.024	971
CO2 værdi	975	752	707	927	957	913	826	865	653	609	698	654	598
Høje salgspriser	1.143	881	846	1.056	1.096	1.061	962	1.012	705	670	796	761	707
Lave salgspriser	1.351	1.186	1.151	1.346	1.440	1.405	1.288	1.355	1.183	1.148	1.192	1.157	1.103
Høje energipriser	1.135	975	937	1.136	1.232	1.194	1.082	1.132	941	903	965	926	859
Lave energipriser	1.399	1.183	1.151	1.350	1.411	1.378	1.268	1.328	1.101	1.069	1.147	1.115	1.060
Resurseknaphed	997	772	733	943	1.003	965	864	903	622	584	700	662	595
Lav forrentning	1.181	994	960	1.133	1.229	1.195	1.070	1.142	938	903	972	937	879

Tabel 100 Følsomhedsanalyser, velfærdsøkonomisk ændring i forhold til Scenarie

	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Hovedantagelse	0%	-15%	-18%	-3%	3%	1%	-8%	-3%	-20%	-23%	-17%	-20%	-24%
Basis 26	0%	9%	5%	26%	34%	30%	19%	25%	3%	-1%	7%	3%	-3%
Kildesortering	0%	-15%	-18%	-3%	3%	1%	-8%	-4%	-20%	-23%	-19%	-21%	-26%
2 x 2-kammer	0%	-15%	-18%	-3%	-4%	-7%	-8%	-11%	-20%	-23%	-17%	-20%	-24%
4-kammer 8. uge	0%	-15%	-18%	-3%	-9%	-12%	-8%	-16%	-20%	-23%	-17%	-20%	-24%
Vægt / energi	0%	-20%	-21%	-9%	-3%	-5%	-13%	-1%	-24%	-25%	-22%	-23%	-20%
Små anlæg	0%	-14%	-18%	-1%	5%	1%	-6%	-3%	-15%	-19%	-13%	-17%	-22%
Virkningsgrader	0%	-15%	-18%	-2%	5%	2%	-7%	-2%	-19%	-22%	-17%	-20%	-24%
Biogasudbytte	0%	-16%	-18%	-3%	3%	0%	-9%	-3%	-21%	-23%	-18%	-20%	-24%
Gas til net	0%	-15%	-18%	-3%	3%	1%	-8%	-3%	-20%	-23%	-17%	-20%	-24%
CO2 værdi	0%	-23%	-27%	-5%	-2%	-6%	-15%	-11%	-33%	-38%	-28%	-33%	-39%
Høje salgspriser	0%	-23%	-26%	-8%	-4%	-7%	-16%	-11%	-38%	-41%	-30%	-33%	-38%
Lave salgspriser	0%	-12%	-15%	0%	7%	4%	-5%	0%	-12%	-15%	-12%	-14%	-18%
Høje energipriser	0%	-14%	-17%	0%	9%	5%	-5%	0%	-17%	-20%	-15%	-18%	-24%
Lave energipriser	0%	-15%	-18%	-4%	1%	-1%	-9%	-5%	-21%	-24%	-18%	-20%	-24%
Resurseknaphed	0%	-23%	-26%	-5%	1%	-3%	-13%	-9%	-38%	-41%	-30%	-34%	-40%
Lav forrentning	0%	-16%	-19%	-4%	4%	1%	-9%	-3%	-21%	-24%	-18%	-21%	-26%

Tabel 101 Følsomhedsanalyser, velfærdsøkonomisk ændring i forhold til Hovedantagelser

	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Hovedantagelse	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
Basis 26	-24%	-1%	-1%	-1%	-1%	-1%	-1%	-1%	-1%	-2%	-1%	-1%	-2%
Kildesortering	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-2%	-1%	-2%
2 x 2-kammer	0%	0%	0%	0%	-7%	-7%	0%	-8%	0%	0%	0%	0%	0%
4-kammer 8. uge	0%	0%	0%	0%	-12%	-13%	0%	-13%	0%	0%	0%	0%	0%
Vægt / energi	14%	8%	10%	7%	7%	8%	8%	16%	9%	11%	8%	10%	21%
Små anlæg	0%	2%	0%	2%	2%	0%	2%	0%	7%	4%	5%	3%	3%
Virkningsgrader	-3%	-3%	-3%	-2%	-2%	-2%	-2%	-2%	-2%	-2%	-2%	-3%	-3%
Biogasudbytte	0%	-1%	0%	-1%	-1%	0%	-1%	0%	-1%	0%	-1%	0%	0%
Gas til net	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	0%
CO2 værdi	-24%	-31%	-33%	-26%	-28%	-29%	-30%	-30%	-36%	-38%	-34%	-36%	-38%
Høje salgspriser	-11%	-19%	-19%	-15%	-17%	-18%	-18%	-18%	-31%	-32%	-25%	-26%	-27%
Lave salgspriser	5%	9%	10%	8%	9%	9%	9%	9%	16%	16%	12%	13%	14%
Høje energipriser	-11%	-10%	-11%	-9%	-7%	-7%	-8%	-9%	-8%	-9%	-9%	-10%	-12%
Lave energipriser	9%	9%	10%	8%	6%	7%	8%	7%	8%	8%	8%	9%	9%
Resurseknaphed	-22%	-29%	-30%	-25%	-24%	-25%	-27%	-27%	-39%	-41%	-34%	-35%	-39%
Lav forrentning	-8%	-8%	-9%	-9%	-7%	-7%	-9%	-8%	-8%	-9%	-8%	-9%	-9%

11.2 Enfamilieboliger

De detaljerede enhedsomkostninger for enfamilieboliger fremgår af nedenstående tabel.

Tabel 102 Enhedsomkostninger for enfamilieboliger, kr/ton, faktorpriser

Enfamilie	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Indsamling													
Kapital og vedligehold	65	134	134	64	349	349	64	323	172	172	172	172	146
Tømningsomkostninger	976	795	795	555	976	976	555	940	849	849	849	849	813
Poseomkostning	152	108	108	173	108	108	173	108	108	108	108	108	108
Transport efter indsamling	18	26	26	19	26	26	19	19	29	29	27	27	21
Informationsindsats	67	74	74	74	74	74	74	74	74	74	74	74	74
Sortering													
Kapitalomkostninger	7	11	11	169	13	13	178	13	43	43	25	25	25
Driftomkostninger	10	16	16	118	20	20	128	20	57	57	40	40	40
Transportomkostninger	15	23	23	21	29	29	28	29	32	32	28	28	28
Indtægter fra salg af råvarer	-101	-158	-158	-150	-205	-205	-195	-205	-309	-309	-254	-254	-254
Biobehandling													
Kapitalomkostninger	0	89	61	84	89	61	84	0	89	61	89	61	0
Biobehandling, drift	0	73	57	70	73	57	70	0	73	57	73	57	0
Indtægter fra salg af ener	0	-56	-54	-53	-56	-54	-53	0	-56	-54	-56	-54	0
Indtægter fra salg af kom	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Forbrænding													
Kapitalomkostninger	463	280	300	295	232	252	249	351	212	232	238	259	357
Driftomkostninger	166	95	104	100	82	91	88	138	76	85	84	93	139
Indtægter fra salg af ener	-421	-273	-286	-287	-218	-231	-235	-290	-197	-211	-226	-239	-298
Indtægter fra salg af slag	-22	-22	-22	-22	-9	-9	-10	-9	-3	-3	-10	-10	-10
Total uden afgifter	1.394	1.215	1.188	1.230	1.582	1.556	1.218	1.510	1.249	1.222	1.263	1.236	1.190
Skatteforvridning	0	6	5	5	7	6	6	2	7	7	7	6	2
Opskrivning med NAF	488	427	418	432	556	547	428	529	440	430	444	435	417
Eksternaliteter	-302	-344	-349	-333	-406	-412	-389	-406	-426	-431	-404	-409	-409
Velfærdsøkonomisk to	1.579	1.304	1.263	1.335	1.739	1.698	1.263	1.635	1.269	1.228	1.309	1.268	1.201

11.3 Etageboliger

De detaljerede enhedsomkostninger for etageboliger fremgår af nedenstående tabel.

Tabel 103 Enhedsomkostninger for etageboliger, kr/ton, faktorpriser

Etage	1	2A	2F	2Z	3A	3F	3Z	4	5A	5F	6A	6F	7
Indsamling													
Kapital og vedligehold	54	61	61	49	84	84	49	81	82	82	82	82	79
Tømningsomkostninger	369	389	389	366	394	394	366	365	388	388	388	388	359
Poseomkostning	179	128	128	204	128	128	204	128	128	128	128	128	128
Transport efter indsamling	18	23	23	19	23	23	19	19	26	26	24	24	20
Informationsindsats	67	74	74	74	74	74	74	74	74	74	74	74	74
Sortering													
Kapitalomkostninger	8	10	10	168	12	12	178	12	54	54	21	21	21
Driftomkostninger	11	15	15	118	18	18	128	18	70	70	34	34	34
Transportomkostninger	16	21	21	20	26	26	25	26	32	32	25	25	25
Indtægter fra salg af råvarer	-106	-144	-144	-136	-184	-184	-174	-184	-301	-301	-214	-214	-214
Biobehandling													
Kapitalomkostninger	0	53	36	51	53	36	51	0	53	36	53	36	0
Biobehandling, drift	0	44	33	42	44	33	42	0	44	33	44	33	0
Indtægter fra salg af ener	0	-31	-31	-30	-31	-31	-30	0	-31	-31	-31	-31	0
Indtægter fra salg af kom	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Forbrænding													
Kapitalomkostninger	485	374	387	385	336	349	350	405	289	302	342	355	410
Driftomkostninger	166	124	129	127	114	119	118	146	101	107	115	121	147
Indtægter fra salg af ener	-460	-367	-377	-379	-325	-334	-339	-368	-272	-281	-332	-341	-374
Indtægter fra salg af slag	-21	-21	-21	-21	-11	-11	-12	-11	-4	-4	-12	-12	-12
Total uden afgifter	784	752	734	1.056	754	737	1.048	710	732	715	742	725	698
Skatteforvridning	0	3	3	3	4	4	4	2	5	5	4	4	1
Opskrivning med NAF	275	264	258	371	265	259	368	249	258	252	261	255	245
Eksternaliteter	-302	-345	-350	-333	-408	-413	-390	-407	-426	-431	-406	-411	-410
Velfærdsøkonomisk to	757	674	645	1.097	615	586	1.029	554	569	540	601	572	535

Bilag 12

Konsekvensskemaer

Tabel 104 Forklaring til konsekvensskema og henvisninger til yderligere uddybning

Alle affalds- og energimængder og emissioner	Beregnet ud med EASEWASTE metodik, se dennes dokumentation. Værdisætning af miljøeffekter, se kapitel 7..2 Antal tømninger er beregnet ud fra antal husholdninger, disses delinger af spande og tømningsfrekvens. Disse fremgår af kapitel 3, men oer også opsummeret i konsekvensskemaerne.
Alle beholderes omkostninger	Se kapitel 8.1. Alle omkostninger til spande er beregnet som antal spande gange årlige omkostninger til kapital og vedligehold plus antallet af tømninger gange tømningsomkostningen
Al transport til behandling og genanvendelse inkl. eksternaliteter	Se kapitel 8.2. Alle transportomkostninger er beregnet som antal ton på den pågældende transportstrækning gange en kr/ton omkostning for den pågældende strækning og fraktion
Poseomkostninger	Se kapitel 2.2.3. Poseomkostningen er beregnet per husstand
Informationsomkostning	Se kapitel 8.5. Informationsomkostningen er beregnet per husstand
Alle behandlingsomkostninger til central sortering, bioforgasning og forbrænding	Se kapitel 8.4. Alle omkostninger (på nær forbrænding) er beregnet som antal ton gange en enhedsomkostning for drift og kapital. For forbrænding vægtes også anlæggets indfyring (GJ/år) ind i omkostningerne, se kapitel 8.4
Indtægter fra materialesalg	Se kapitel 8.3. Indtægterne er beregnet som ton gange kr/ton
Skatteforvridning og nettoafgiftsfaktor	Se kapitel 7.2. Skatteforvridning er beregnet som skatteforvridningsfaktoren gange provenuændringen ifht scenarie 1.
Afgiftssatser	Se kapitel 8.6

Tabel 105 Konsekvensskema for scenarie 1, blandede boliger

Scenarie 1	Enhed	Mængde <i>enhed</i>	Enhedspris <i>kr/enhed</i>	Årlig omkostning <i>kr/år</i>
Papirkuber (52 tømninger/år)				
Kapitalomkostninger	Antal kuber	2.500	712	1.780.688
Vedligehold	Antal kuber	2.500	220	550.000
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	130.000	100	13.000.000
Glaskuber (52 tømninger/år)				
Kapitalomkostninger	Antal kuber	1.250	777	971.284
Vedligehold	Antal kuber	1.250	240	300.000
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	65.000	100	6.500.000
Papirspande, enfamilieboliger				
Kapitalomkostninger	Antal spande	0	0	0
Vedligehold	Antal spande	0	0	0
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	0	0	0
Materialespande, enfamilieboliger				
Kapitalomkostninger	Antal spande	0	0	0
Vedligehold	Antal spande	0	0,0	0
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	0	0,0	0
Rest- og biospande, enfamilieboliger (52 tømninger/år)				
Kapitalomkostninger	Antal spande	150.000	25	3.690.880
Vedligehold	Antal spande	150.000	7,6	1.140.000
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	7.800.000	12,0	93.600.000
Papirspande, etageboliger				
Kapitalomkostninger	Antal spande	0	0	0
Vedligehold	Antal spande	0	0,0	0
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	0	0,0	0
Materiale spande, etageboliger				
Kapitalomkostninger	Antal spande	0	0	0
Vedligehold	Antal spande	0	0,0	0
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	0	0,0	0
Papspande, etageboliger				
Kapitalomkostninger	Antal spande	0	0	0
Vedligehold	Antal spande	0	0,0	0
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	0	0,0	0
Plastspande, etageboliger				
Kapitalomkostninger	Antal spande	0	0	0
Vedligehold	Antal spande	0	0,0	0
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	0	0,0	0
Metalspande, etageboliger				
Kapitalomkostninger	Antal spande	0	0	0
Vedligehold	Antal spande	0	0,0	0
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	0	0,0	0

Scenarie 1	Enhed	Mængde <i>enhed</i>	Enhedspris <i>kr/enhed</i>	Årlig omkostning <i>kr/år</i>
Organisk spande, etageboliger				
Kapitalomkostninger	Antal spande	0	0	0
Vedligehold	Antal spande	0	0,0	0
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	0	0,0	0
Rest spande, etageboliger (52 tømninger/år, 8 boliger/beholder)				
Kapitalomkostninger	Antal spande	12.346	117	1.438.940
Vedligehold	Antal spande	12.346	36,0	444.444
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	641.975	23,0	14.765.432
Transport til behandling				
Fra kuber til balletering	ton/år	28.930	9,57	276.747
Fra kuber ej til balletering	ton/år	0	0,00	0
Fra boliger til optisk sortering	ton/år	0	0,00	0
Fra boliger til tør restsortering	ton/år	0	0,00	0
Fra boliger til materialesortering	ton/år	0	0,00	0
Fra boliger til biobehandling	ton/år	0	0,00	0
Fra boliger til forbrænding	ton/år	140.098	19,60	2.746.526
Fra boliger til balletering	ton/år	0	0,00	0
Øvrige				
Poseomkostning	husstande	250.000	109	27.300.000
Information	husstande	250.000	45	11.250.000
Posesortering				
Kapitalomkostning, posesortering	ton/år	0	0	0
Driftsomkostninger, posesortering	ton/år	0	0	0
Tør rest sortering				
Kapitalomkostning, posesortering	ton/år	0	0	0
Driftsomkostninger, posesortering	ton/år	0	0	0
Materiale sortering				
Kapitalomkostning, posesortering	ton/år	0	0	0
Driftsomkostninger, posesortering	ton/år	0	0	0
Balleanlæg til papir				
Kapitalomkostning, posesortering	ton/år	22.489	55	1.230.053
Driftsomkostninger, posesortering	ton/år	22.489	80	1.799.983
Materialesalg				
Papir	ton/år	22.489	-800	-17.991.232
Pap	ton/år	0	0	0
Plast	ton/år	0	0	0
Metal (ekskl. slaggemetal)	ton/år	0	0	0
Glas	ton/år	6.441	100	644.112
Materialetransport				
Papir	ton/år	22.489	106	2.383.702
Pap	ton/år	0	0	0
Plast	ton/år	0	0	0
Metal (ekskl. slaggemetal)	ton/år	0	0	0

Scenarie 1	Enhed	Mængde <i>enhed</i>	Enhedspris <i>kr/enhed</i>	Årlig omkostning <i>kr/år</i>
Glas	ton/år	6.441	28	182.267
Øvrig transport efter/mellem behandling				
Pose til biobehandling	ton/år	0	0,00	0
Pose til forbrænding	ton/år	0	0,00	0
Biobeh. til forbrænding	ton/år	0	0,00	0
Tør restsortering til forbrænding	ton/år	0	0,00	0
PPM sortering til forbrænding	ton/år	0	0,00	0
Biobehandling				
Investering, forsortering	ton/år	0	0	0
Drift, forsortering	ton/år	0	0	0
Investering, biobehandling	ton/år	0	0	0
Driftsomkostninger, biobehandling	ton/år	0	0	0
Indtægter, varmesalg	GJ/år	0	0	0
Indtægter, elsalg	MWh/år	0	0	0
Netto salg af kompost/slam	ton/år	0	0	0
Forbrænding				
Investering, masseafhængig	ton/år	140.098	249	34.832.310
Drift, masseafhængig	ton/år	140.098	173	24.302.212
Investering , energiafhængig	GJ ind/år	1.259.015	36	44.718.147
Drift, energiafhængig	GJ ind/år	1.259.015	2	2.266.292
Indtægter, varmesalg	GJ varme/år	919.081	43	-39.395.862
Indtægter, elsalg	MWh el/år	76.940	443	-34.122.657
Slaggebehandling ekskl. salg	ton slagge	36.025	40	1.448.083
Salg af slagge og metal	ton metal	3.344	-1.108	-3.704.147
Supplerende velfærdsøkonomi				
Nettoafgiftsfaktor	kr	35%	198.348.204	69.421.871
Skatteforvridning	kr	20%		
Emissioner				
CO ₂	ton/år	-142.317		
- heraf kvotebelagt	ton/år	-60.335		
- heraf ej kvotebelagt	ton/år	-81.981		
Metan	ton/år	-548	6.308	-3.454.373
N ₂ O	ton/år	-3,5	93.125	-328.255
NO _x	kg/år	-130.652	57	-7.496.438
SO ₂	kg/år	-189.180	89	-16.913.044
Partikler	kg/år	-6.190	107	-660.729
CO	ton/år	85	9	797
HC	kg/år	-5.424	3	-14.593
Hg	kg/år	-1,5	2.100	-3.093
Bly	kg/år	-4,4	12.692	-55.796
Dioxiner	g/år	0,32	2.078.729	669.865
Værdisætning af vejslid, støj og uheld				
Komprimatorvogn	køretøjskm/år	280.196	2,43	-680.876

Scenarie 1	Enhed	Mængde <i>enhed</i>	Enhedspris <i>kr/enhed</i>	Årlig omkostning <i>kr/år</i>
Grabvogn	køretøjskm/år	32.145	2,43	-78.111
Lastbil til genindvinding	køretøjskm/år	423.283	2,43	-1.028.578
Afgiftsprovenu				
Affaldsvarmeafgift, forbrænding (per varme leveret)	GJ	919.081	23,00	21.138.867
Tillægsafgift, forbrænding (varme produceret)	GJ	919.081	26,50	24.355.651
CO2 afgift, forbrænding (varme produceret)	GJ	919.081	5,30	4.871.130
CO2 afgift, forbrænding (el produceret)	GJ	276.983	5,30	1.468.012
Biogasproduktionsstøtte	GJ	0	-27	0
Biogas mindstepris for elproduktion støtte	MWh	0	-196	0
Afgift for ændret varme fra varmesystem, forbrænding	GJ	919.081	-55	-50.365.647
Afgift for ændret varme fra varmesystem, bioforgasning	GJ	0	-55	0
Moms	kr/år			49.587.051
Samlet afgiftsprovenu	kr/år			51.055.063
Samlet afgiftsprovenu (ekskl. biogas støtte)	kr/år			51.055.063
Beregning af skatteforvridningstab				
Afgiftsprovenue i basisscenarie (ekskl. biogasstøtte)	kr/år			51.055.063
Afgiftsprovenue i dette scenarie (ekskl. biogasstøtte)	kr/år			51.055.063
Afgiftsprovenuetab i dette scenarie ifht basis	kr/år			0
Skatteforvridningstab	kr/år	20%	0	0

Note: "Afgift for ændret varme fra varmesystem" beskriver tabet af afgifter fra den fortrængte varmeproduktion på de anlæg som forbrænding og bioforgasning erstatter.

Tabel 106 Konsekvensskema for scenarie 5F, blandede boliger

Scenarie 5F	Enhed	Mængde <i>enhed</i>	Enhedspris <i>kr/enhed</i>	Årlig omkostning <i>kr/år</i>
Papirkuber				
Kapitalomkostninger	Antal kuber	0	0	0
Vedligehold	Antal kuber	0	0	0
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	0	0	0
Glaskuber (52 tømninger/år)				
Kapitalomkostninger	Antal kuber	1.250	777	971.284
Vedligehold	Antal kuber	1.250	240	300.000
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	65.000	100	6.500.000
Papirspande, enfamilieboliger				
Kapitalomkostninger	Antal spande	0	0	0
Vedligehold	Antal spande	0	0	0
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	0	0	0
Materialespande, enfamilieboliger (13 tømninger/år)				
Kapitalomkostninger	Antal spande	150.000	45	6.798.990
Vedligehold	Antal spande	150.000	14,0	2.100.000
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	1.950.000	15,0	29.250.000
Rest- og biospande, enfamilieboliger (26 tømninger/år)				
Kapitalomkostninger	Antal spande	150.000	45	6.798.990
Vedligehold	Antal spande	150.000	14,0	2.100.000
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	3.900.000	15,0	58.500.000
Papirspande, etageboliger (26 tømninger/år, 13 boliger/beholder)				
Kapitalomkostninger	Antal spande	7.692	117	896.570
Vedligehold	Antal spande	7.692	36,0	276.923
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	200.000	23,0	4.600.000
Materiale spande, etageboliger (13 tømninger/år, 9 boliger/beholder)				
Kapitalomkostninger	Antal spande	11.111	117	1.295.046
Vedligehold	Antal spande	11.111	36,0	400.000
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	144.444	23,0	3.322.222
Papspande, etageboliger				
Kapitalomkostninger	Antal spande	0	0	0
Vedligehold	Antal spande	0	0,0	0
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	0	0,0	0
Plastspande, etageboliger				
Kapitalomkostninger	Antal spande	0	0	0
Vedligehold	Antal spande	0	0,0	0
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	0	0,0	0
Metalspande, etageboliger				
Kapitalomkostninger	Antal spande	0	0	0
Vedligehold	Antal spande	0	0,0	0
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	0	0,0	0

Scenarie 5F	Enhed	Mængde <i>enhed</i>	Enhedspris <i>kr/enhed</i>	Årlig omkostning <i>kr/år</i>
Organisk spande, etageboliger (52 tømninger/år, 22 boliger/beholder)				
Kapitalomkostninger	Antal spande	4.545	104	470.926
Vedligehold	Antal spande	4.545	32,0	145.455
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	236.364	22,0	5.200.000
Rest spande, etageboliger (52 tømninger/år, 15 boliger/beholder)				
Kapitalomkostninger	Antal spande	6.667	117	777.027
Vedligehold	Antal spande	6.667	36,0	240.000
Tømningsomkostninger	Antal tømninger	346.667	23,0	7.973.333
Transport til behandling				
Fra kuber til balletering	ton/år	6.441	9,57	61.616
Fra kuber ej til balletering	ton/år	0	0,00	0
Fra boliger til optisk sortering	ton/år	0	0,00	0
Fra boliger til tør restsortering	ton/år	71.726	23,38	1.677.228
Fra boliger til materialesortering	ton/år	9.272	44,97	416.947
Fra boliger til biobehandling	ton/år	48.416	39,03	1.889.758
Fra boliger til forbrænding	ton/år	0	0,00	0
Fra boliger til balletering	ton/år	33.173	19,60	650.343
Øvrige				
Poseomkostning	husstande	250.000	78	19.500.000
Information	husstande	250.000	50	12.500.000
Posesortering				
Kapitalomkostning, posesortering	ton/år	0	0	0
Driftsomkostninger, posesortering	ton/år	0	0	0
Tør rest sortering				
Kapitalomkostning, posesortering	ton/år	71.726	76	5.422.427
Driftsomkostninger, posesortering	ton/år	71.726	96	6.910.799
Materiale sortering				
Kapitalomkostning, posesortering	ton/år	9.272	76	700.949
Driftsomkostninger, posesortering	ton/år	9.272	96	893.348
Balleanlæg til papir				
Kapitalomkostning, posesortering	ton/år	33.173	55	1.814.441
Driftsomkostninger, posesortering	ton/år	33.173	80	2.655.140
Materialesalg				
Papir	ton/år	35.222	-800	-28.177.596
Pap	ton/år	4.429	-750	-3.321.383
Plast	ton/år	4.932	-2.102	-10.366.940
Metal (ekskl. slaggemetal)	ton/år	3.736	-2.852	-10.655.938
Glas	ton/år	7.318	100	731.783
Materialetransport				
Papir	ton/år	35.222	106	3.733.318
Pap	ton/år	4.429	120	533.404
Plast	ton/år	4.932	88	435.721
Metal (ekskl. slaggemetal)	ton/år	3.736	127	475.198

Scenarie 5F	Enhed	Mængde <i>enhed</i>	Enhedspris <i>kr/enhed</i>	Årlig omkostning <i>kr/år</i>
Glas	ton/år	7.318	28	207.076
Øvrig transport efter/mellem behandling				
Pose til biobehandling	ton/år	0	0,00	0
Pose til forbrænding	ton/år	0	0,00	0
Biobeh. til forbrænding	ton/år	0	0,00	0
Tør restsortering til forbrænding	ton/år	0	0,00	0
PPM sortering til forbrænding	ton/år	0	0,00	0
Biobehandling				
Investering, forsortering	ton/år	48.416	143	6.920.035
Drift, forsortering	ton/år	48.416	121	5.853.412
Investering, biobehandling	ton/år	35.947	53	1.918.962
Driftsomkostninger, biobehandling	ton/år	35.947	64	2.313.104
Indtægter, varmesalg	GJ/år	45.611	68	-3.116.511
Indtægter, elsalg	MWh/år	10.413	443	-4.618.019
Netto salg af kompost/slam	ton/år	8.591	0	0
Forbrænding				
Investering, masseafhængig	ton/år	77.445	249	19.254.987
Drift, masseafhængig	ton/år	77.445	173	13.434.043
Investering , energiafhængig	GJ ind/år	683.024	36	24.259.886
Drift, energiafhængig	GJ ind/år	683.024	2	1.229.478
Indtægter, varmesalg	GJ varme/år	498.608	43	-21.372.511
Indtægter, elsalg	MWh el/år	41.740	443	-18.511.764
Slaggebehandling ekskl. salg	ton slagge	26.019	40	1.045.875
Salg af slagge og metal	ton metal	541	-1.108	-599.657
Supplerende velfærdsøkonomi				
Nettoafgiftsfaktor	kr	35%	175.615.725	61.465.504
Skatteforvridning	kr	20%		
Emissioner				
CO ₂	ton/år	-176.358		
- heraf kvotebelagt	ton/år	-34.421		
- heraf ej kvotebelagt	ton/år	-141.938		
Metan	ton/år	-531	300	-42.638.418
N ₂ O	ton/år	2,3	93.125	212.912
NO _x	kg/år	-158.286	57	-9.081.991
SO ₂	kg/år	-228.858	89	-20.460.309
Partikler	kg/år	-15.300	107	-1.633.221
CO	ton/år	96	9	903
HC	kg/år	-4.584	3	-12.332
Hg	kg/år	-1,9	2.100	-3.900
Bly	kg/år	-5,2	12.692	-65.902
Dioxiner	g/år	0,53	2.078.729	1.105.782
Værdisætning af vejslid, støj og uheld				
Komprimatorvogn	køretøjskm/år	474.945	2,43	-1.154.116

Scenarie 5F	Enhed	Mængde <i>enhed</i>	Enhedspris <i>kr/enhed</i>	Årlig omkostning <i>kr/år</i>
Grabvogn	køretøjskm/år	7.157	2,43	-17.391
Lastbil til genindvinding	køretøjskm/år	771.733	2,43	-1.875.311
Afgiftsprovenu				
Affaldsvarmeafgift, forbrænding (per varme leveret)	GJ	498.608	23,00	11.467.973
Tillægsafgift, forbrænding (varme produceret)	GJ	498.608	26,50	13.213.099
CO2 afgift, forbrænding (varme produceret)	GJ	498.608	5,30	2.642.620
CO2 afgift, forbrænding (el produceret)	GJ	150.265	5,30	796.406
Biogasproduktionsstøtte	GJ	92.330	-27	-2.492.897
Biogas mindstepris for elproduktion støtte	MWh	10.413	-196	-2.043.501
Afgift for ændret varme fra varmesystem, forbrænding	GJ	498.608	-55	-27.323.691
Afgift for ændret varme fra varmesystem, bioforgasning	GJ	45.611	-55	-2.499.470
Moms	kr/år			43.903.931
Samlet afgiftsprovenu	kr/år			37.664.469
Samlet afgiftsprovenu (ekskl. biogas støtte)	kr/år			42.200.867
Beregning af skatteforvridningstab				
Afgiftsprovenue i basisscenarie (ekskl. biogasstøtte)	kr/år			51.055.063
Afgiftsprovenue i dette scenarie (ekskl. biogasstøtte)	kr/år			42.200.867
Afgiftsprovenuetab i dette scenarie ifht basis	kr/år			8.854.196
Skatteforvridningstab	kr/år	20%	8.854.196	1.770.839

Note: "Afgift for ændret varme fra varmesystem" beskriver tabet af afgifter fra den fortrængte varmeproduktion på de anlæg som forbrænding og bioforgasning erstatter.

Bilag 13

Review, samfundsøkonomi

13.1 Reviewrapport for den samfundsøkonomiske del af rapporten om dagrenovation og genanvendelse

af Seniorforsker Flemming Møller, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet, 12. september 2012.

13.1.1 Overordnede kommentarer

Rapporten afspejler, at der er gennemført en særdeles grundig og detaljeret analyse af mulighederne og konsekvenserne af at øge genanvendelsen af papir, pap, plast metal og organisk affald fra dagrenovation. Den store detaljeringsgrad giver imidlertid anledning til et præsentations- og dokumentationsproblem. Rapporten har antaget et betydeligt omfang, og dokumentationen og kommenteringen af analyseresultaterne gennemføres i meget varierende omfang. Det gør rapporten svær at læse, og gør det svært at skabe sig et samlet og nuanceret overblik over analysen - hvad er med og hvad er ikke med, hvordan er en bestemt problemstilling håndteret, hvad er svagheden ved den valgte tilgang osv. Det gør det vanskeligt at fortolke resultaterne.

Det gør det heller ikke lettere, at der er gennemført to typer af analyser - livscyklusanalysen og den samfundsøkonomiske analyse. Det virker som om, at de to analyser i nogen udstrækning er gennemført uafhængigt af hinanden. Det er således uklart, om de to analyser er fuldt integreret, dvs. i alle led bygger på de samme antagelser om teknologivalg, ressourceforbrug og hertil knyttede miljøkonsekvenser. Sammenhængen mellem de to analyser kunne godt være beskrevet tydeligere. De to analyser bør selvsagt så vidt muligt være indbyrdes konsistente.

Jeg har i tidligere reviews gjort opmærksom på at fremstillingen en del steder er uklar og upræcis. Dette er der desværre ikke i fuldt omfang rettet op på.

Der burde nok være gjort mere ud af at beskrive afgrænsningen af den velfærdsøkonomiske analyse i forhold til livscyklusanalysen, samt hvilke konsekvenser dette har for fortolkningen af resultaterne. Den velfærdsøkonomiske analyse arbejder med en national og livscyklusanalysen med en global afgrænsning. Dette indebærer, at konsekvenserne af selve genanvendelsesprocessen - konsekvenserne af at producere genanvendelsesprodukter fratrukket konsekvenserne af den undgåede produktion af nye produkter - ikke er omfattet af den velfærdsøkonomiske analyse, men indgår i livscyklusanalysen. Begrundelsen for denne afgrænsning af den velfærdsøkonomiske analyse er, at genanvendelsesproduktionen hovedsagligt finder sted i udlandet. Dette gælder dog ikke genanvendelse af papir og pap, som dog alligevel indgår i analysen på samme måde som de øvrige materialefraktioner til genanvendelse. Materialerne tillægges en værdi svarende til deres verdensmarkedspris. De velfærdsøkonomiske resultater udtrykker altså reelt ikke de velfærdsøkonomiske konsekvenser af at indsamle, sortere og genanvende forskellige mængder og fraktioner af affald, men konsekvenserne af at indsamle og sortere affaldet og efterfølgende sælge de genanvendelige fraktioner videre til udlandet.

De samlede miljøkonsekvenser er beskrevet i den globalt afgrænsede livscyklusanalyse. I den nationalt afgrænsede velfærdsøkonomiske analyse har det herefter været nødvendigt kun at inddrage miljøkonsekvenser, som alene er resultatet af aktiviteter, der finder sted i Danmark. Det er jeg ikke helt sikker på faktisk er sket for så vidt angår luftforureningskonsekvenserne. Fremstillingen er noget uklar på dette punkt. Uanset at CO₂- og andre emissioner til luften er grænseoverskridende bør de ikke indregnes i en nationalt afgrænset velfærdsøkonomisk analyse, hvis de er knyttet til aktiviteter i udlandet. Det vil være inkonsistent at inddrage netop disse konsekvenser, når de øvrige konsekvenser af aktiviteterne ikke er inddraget.

Prissætningen af CO₂-konsekvenserne er heller ikke helt klar for mig. Det gælder, at CO₂-konsekvenser knyttet til aktiviteter i den kvotebelagte sektor i Danmark bør prissættes ud fra den forventede CO₂-kvotepris. Danmark opnår en gevinst ved at kunne sælge kvoter, når CO₂-emissionerne reduceres og omvendt ved en stigning heri. Dette gælder, uanset at man kan argumentere, at en reduktion inden for den kvotebelagte sektor ikke fører til en samlet global CO₂-reduktion. Da der er valgt en national afgrænsning, bør udgifter og indtægter fra handel med kvoter hhv. betragtes som en velfærdsøkonomisk omkostning og gevinst. Prissætning af CO₂-emissionsændringer i den ikke-kvotebelagte sektor er derimod lidt mere problematisk. Da Danmark har en CO₂-målsætning kan de marginale reduktionsomkostninger i den ikke-kvotebelagte sektor principielt anvendes som beregningspris. Da denne ikke kendes, og der samtidig kan argumenteres for, at både den kvotebelagte og den ikke-kvotebelagte sektor kan opfylde deres målsætning gennem joint implementation i udlandet, vil der være en tendens til, at de marginale reduktionsomkostninger i de to sektorer vil være ens. Den marginale omkostning for den kvotebelagte sektor er lig med kvoteprisen, som derfor også ud fra denne ganske vist diskutabile argumentation kan anvendes som beregningspris for den ikke-kvotebelagte sektors CO₂-reduktioner.

I relation til fortolkningen af den velfærdsøkonomiske analyses resultater kunne der også - som jeg har fremhævet i mine tidligere reviews - være gjort mere ud af beskrivelsen af det valgte basisscenarie. Dette afspejler den aktuelle situation på dagrenovationsområdet med 52 årlige indsamlinger. Denne indsamlingshyppighed er tilsyneladende ikke optimal. Da der samtidig antages optimale indsamlingshyppigheder i genanvendelsesscenarierne viser disse altså de velfærdsøkonomiske konsekvenser af både at optimere indsamlingshyppigheden og at genanvende. Dette er vigtigt at være opmærksom på, ved fortolkningen af analysens hovedresultater, som i stort set alle tilfælde viser velfærdsøkonomiske gevinster ved at genanvende. I en følsomhedsanalyse er indsamlingshyppigheden i basisscenariet ændret til 26 gange om året, og nu viser det sig, at der i stort set alle tilfælde vil være velfærdsøkonomiske omkostninger forbundet med at genanvende. Dvs., optimeres den aktuelle indsamling på dagrenovationsområdet, vil det være forbundet med velfærdsøkonomiske omkostninger at øge genanvendelsesprocenten. Denne vigtige konklusion finder jeg ikke i rapporten.

I forhold til tidligere udkast er der nu i rapportens bilag tilføjet to konsekvensskemaer for hhv. scenarie 1 og 5F. Dette har jeg tidligere efterlyst. Der er imidlertid ikke gjort noget ud af at gøre skemaerne overskuelige og læsevenlige. Forklaringen til konsekvensskemaerne har form af en tabel med henvisninger til kapitler i hovedrapporten. Forklaringstabellens inddeling i konsekvenstyper svarer imidlertid ikke til konsekvensskemaernes, hvilket gør det vanskeligt at sammenkæde de to tabeller, hvilket ellers er hensigten. Reelt bruges konsekvensskemaerne ikke til noget. Jeg mener fortsat, at konsekvensskemaet bør være det centrale omdrejningspunkt for forklaringen og dokumentationen af den velfærdsøkonomiske analyse - jf. Miljøministeriets vejledning i samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Konsulenten deler tydeligvis ikke denne opfattelse.

Konsekvensskemaerne viser mængder og enhedspriser for ressourceforbrug knyttet til scenarierne. Enhedspriserne er imidlertid i de fleste tilfælde ikke observerbare markedspriser, men beregnede priser, som det er vanskeligt at forholde sig til. Den egentlige dokumentation bør derfor omfatte en grundig beskrivelse af, hvordan disse priser er beregnet ud fra grundlæggende prisdata, og af kilderne til disse data. Dette basale dokumentationskrav er i mange tilfælde ikke opfyldt. Især bør det fremhæves, at enhedspriserne knyttet til biobehandling og forbrænding fremstår ret udokumenterede.

13.1.2 Specifikke kommentarer

s. 19 Under **Miljø og klima** tales der her om globale eller nationale miljøeffekter - jf. den forskellige geografiske afgrænsning af livscyklusanalysen og den velfærdsøkonomiske analyse?

s. 24 Under **Formål** bør den forskellige geografiske afgrænsning af livscyklusanalysen og den velfærdsøkonomiske analyse fremhæves. Nu står der intet herom.

s. 25 Systembeskrivelsen bør udvides med en beskrivelse af den forskellige geografiske afgrænsning af livscyklusanalysen og den velfærdsøkonomiske analyse. Det er væsentligt, at miljøkonsekvenserne knyttet til produktionen af genanvendelsesprodukter og undgået produktion af virgine produkter er omfattet af livscyklusanalysen, mens hverken ressource- eller miljømæssige konsekvenser knyttet hertil er omfattet af den velfærdsøkonomiske analyse.

s. 94 Det næstsidste afsnit på siden er forkert. Der bør stå:

"Der regnes i markedspriser (*Reviewer: nej køberpriser*) i analysen. For at udtrykke produktionsgoders marginale værdiproduktivitet i et prisniveau, der afspejler (køberprisen og dermed *Reviewer: - slettes*) betalingsvilligheden for de resulterende produkter, skal produktionsgodernes købspriser (*Reviewer: nej faktorpriser*) forhøjes med en gennemsnitlig nettoafgiftsfaktor. Nettoafgiftsfaktoren udtrykker det afgiftstryk, der i gennemsnit findes på forbrugsvarer".

s. 106 Følgende sætning i andet afsnit på siden er velfærdsøkonomisk irrelevant:

"Det er forudsat velfærdsøkonomisk, at forbeholdet pulp fra organisk dagrenovation er værdisat til -100 kr/ton, dvs. anlægget betaler for pulpen."

Det er irrelevant for den velfærdsøkonomiske analyse, hvilken pris mellemprodukterne handles til. Det afgørende i denne forbindelse er at opgøre de velfærdsøkonomiske omkostninger ved at forbehandle pulpen - altså beregningsprisværdien af det medgåede ressourceforbrug og eventuelle miljøeffekter. Disse omkostninger udgør en del af de samlede velfærdsøkonomiske omkostninger ved genanvendelse.

s. 117 Følgende sætning i første afsnit på siden forstår jeg ikke:

"Der kan således ikke påvises en velfærdsøkonomisk meromkostning ved øget genanvendelse af materialer."

Tværtimod viser Figur 28, at basisscenariet ved en indsamlingshyppighed på 26 gange om året er forbundet med de laveste velfærdsøkonomiske omkostninger. Det må altså være forbundet med velfærdsøkonomiske omkostninger at øge genanvendelsen af materialer.

s. 118 Sprogbrugen i følgende sætning i første afsnit er velfærdsøkonomisk uforståelig:

"Følsomhedsanalysen påviser, at en overgang til afregning kun baseret på tonnage giver en væsentligt højere omkostning særligt i de forbrændingstunge scenarier 1,4 og 7."

Som omtalt ovenfor er afregningspriser irrelevante i en velfærdsøkonomisk sammenhæng.

s. 122 Tabel 18 og den tilknyttede sparsomme forklaringstekst er ikke forståelig. Det er uklart hvad der er med og ikke med og hvorfor. Jf. i øvrigt min hovedkommentar ovenfor vedrørende indregningen af CO₂-konsekvenserne i analysen.

13.2 COWIs svar på overordnede kommentarer

COWI svarer i dette afsnit på reviewerens overordnede kommentarer. COWI har søgt at uddrage essensen af kommentarerne i kortfattede citater (præsenteret i tekstbokse med kursiv). Læseren henvises til reviewerens fulde kommentar i afsnit 13.1.

"Den store detaljeringsgrad giver imidlertid anledning til et præsentations- og dokumentationsproblem. Rapporten har antaget et betydeligt omfang, og dokumentationen og kommenteringen af analyseresultaterne gennemføres i meget varierende omfang."

Af rapporteringens detaljeringsgrad for denne type projekter er altid en vanskelig afvejning, og det er valgt at målrette detaljeringsgraden til læsere med en generel affaldsteknisk forståelse. Læsere med begrænset affaldsteknisk baggrund kan finde fuldt detaljeret information om den samfundsøkonomiske beregnings omfang i konsekvensskemaerne i bilag 12.

"Det er således uklart, om de to analyser [...livscyklusanalysen og den samfundsøkonomiske analyse..., indsat af COWI] er fuldt integreret, dvs. i alle led bygger på de samme antagelser om teknologivalg, ressourceforbrug og hertil knyttede miljøkonsekvenser."

De to analyser bygger på præcis samme fysiske forudsætninger, som beskrevet i kapitel 2, massestrømme beskrevet i kapitel 3 samt resultaterne fra LCA analysen beskrevet i kapitel 4-6.

"Den velfærdsøkonomiske analyse arbejder med en national og livscyklusanalysen med en global afgrænsning. Dette indebærer, at konsekvenserne af selve genanvendelsesprocessen - konsekvenserne af at producere genanvendelsesprodukter fratrukket konsekvenserne af den undgåede produktion af nye produkter - ikke er omfattet af den velfærdsøkonomiske analyse, men indgår i livscyklusanalysen."

Det er korrekt at analysen forsøger at spænde over at livscyklusvurderinger per definition har en international afgrænsning, mens samfundsøkonomiske analyser per definition er nationalt afgrænsede. Dette vil naturligt give anledning til teoretiske spændinger og delvist uforløste spørgsmål.

Miljøkonsekvenserne afspejler jf. udbudsmaterialet en international afgrænsning, mens de øvrige økonomiske konsekvenser er nationalt afgrænsede. Dette fremgår bl.a. af kapitel 7.2.

"Prissætningen af CO₂-konsekvenserne er heller ikke helt klar for mig."

Prissætningen af klimagasser følger den gængse samfundsøkonomiske vejledning jf. Energistyrelsen (2012) og er beskrevet i afsnit 7.2.1 og 7.2.4.

"Da der samtidig antages optimale indsamlingshyppigheder i genanvendelsesscenarierne viser disse altså de velfærdsøkonomiske konsekvenser af både at optimere indsamlingshyppigheden og at genanvende."

Dette er korrekt, men det er valgt at benytte et basisscenarie uden at optimere indsamlingshyppigheden, da dette basis scenarie alligevel ikke ville opfylde EUs krav til genanvendelse. Basisscenariet er medtaget for at give en indikation om det typiske nuværende omkostningsniveau ved genanvendelse. Formålet med analysen er ikke at vurdere den samfundsøkonomiske værdi af at overholde EU kravene, men ét af formålene er, hvordan dette gøres billigst muligt og/eller med de mest attraktive konsekvenser for miljøet. Dette ligger i forlængelse af EUs og Danmarks øgede fokus på ressourceeffektivitet og på behovet for generelt at fremme en øget materialegenanvendelse.

"Dvs., optimeres den aktuelle indsamling på dagrenovationsområdet, vil det være forbundet med velfærdsøkonomiske omkostninger at øge genanvendelsesprocenten. Denne vigtige konklusion finder jeg ikke i rapporten."

Omkostningsforskellen mellem det optimerede scenarie 1 og scenarie 7 er 10⁶⁹ kr/ton (til fordel for scenarie 7) hvilket ligger indenfor beregningsusikkerheden. Det er på denne baggrund at COWI foretager konklusionen om at øget genanvendelse ikke giver anledning til øgede velfærdsøkonomiske omkostninger.

At de øvrige scenarier har højere omkostninger, giver anledning til en grundig og nyttig affaldsteknisk diskussion om hvilke indsamlingssystemer og behandlingsmetoder der passer bedst til oplande med forskellige karakteristika, og hvilke eventuelle meromkostninger de måtte medføre. Denne diskussion er et væsentligt formål med rapporten, da forskellige affaldsoplande kan udvise meget store forskelle i karakteristika og derfor give anledning til forskellige tekniske løsninger og økonomiske resultater. Rapporten viser således at det *altid* komme an på en konkret vurdering, hvad der er optimalt for et faktisk affaldsopland, men at visse løsninger er mere fordelagtige i bestemte situationer.

Fordi rapportens resultater generelt ligger så tæt, kan de kun i begrænset omfang og kun nogle af teknologierne bruges til at generalisere på tværs af oplande. Dette er søgt gjort i sammenfatningen.

"Forklaringen til konsekvensskemaerne har form af en tabel med henvisninger til kapitler i hovedrapporten. Forklaringstabellens inddeling i konsekvenstyper svarer imidlertid ikke til konsekvensskemaernes, hvilket gør det vanskeligt at sammenkæde de to tabeller, hvilket ellers er hensigten."

Tabellen med henvisninger er netop kun en tabel med henvisninger til de anvendte tal og baggrundsforklaringer. Det er intentionen at rækkeoverskrifterne i konsekvenstabellen skal være selvforklarende. For eksempel bør det ikke være nødvendigt at forklare, at de samlede kapitalomkostninger for en bestemt type beholder er antallet af beholdere af den pågældende type gange den pågældende beholders kapitalomkostning.

Revieweren finder at de anvendte enhedsomkostninger ikke er godt nok dokumenteret (jf. citat nedenfor). Dette bør ikke komme konsekvensskemaet til last, da dokumentationen til de anvendte enhedspriser spreder sig over mange sider (jf. henvisningsskemaet), og derfor ikke egner sig til skemaform.

COWI betragter i øvrigt konsekvensskemaet som et nyttigt tillæg til den anvendte affaldsøkonomiske model, som dækker 115 forskellige udgiftsposter og giver nøjagtigt samme økonomiske resultater som fremstillet i konsekvensskemaet. COWI finder ikke at konsekvensskemaer er en hensigtsmæssig præsentationsform til overblik over en analyse dette

⁶⁹ I beregningen præsenteret for revieweren var forskellen 25 kr/ton til fordel for scenarie 1 (ligger inden for beregningsusikkerheden). Sidenhen er identificeret en beregningsfejl hvor ændringer i momsprovenu fejlagtigt ikke indgik i beregningen af skatteforvridningstab.

antal omkostningselementer, men vil efter bedste evne i den efterfølgende redigeringsfase forsøge at tilpasse typografi og præsentation, så fremstillingen bliver så overskuelig som muligt.

"Den egentlige dokumentation bør derfor omfatte en grundig beskrivelse af, hvordan disse priser er beregnet ud fra grundlæggende prisdata, og af kilderne til disse data."

Anlæggenes investerings- og driftsomkostninger er beregnet på baggrund af ingeniørtekniske skøn over de enkelte anlægskomponenters omkostninger, og er i rapporten beskrevet i samme detaljeringsgrad som lignende studier f.eks. COWI (2009). COWI har af denne årsag og af pladshensyn, men også fordi visse af de detaljerede tal er forretningshemmeligheder, ikke fundet det hensigtsmæssigt at foretage en fuld dokumentation af anlægsoverslagene. De præsenterede tal er dog fuldt tilstrækkelige til, at affaldstekniske specialister vil kunne vurdere om overslagene er realistiske.

Indsamlingsomkostninger er skønnet på baggrund af resultaterne af offentlige udbud, da disse bedre afspejler de typiske omkostninger. Disse er stærkt afhængige af lokale konkrete forhold såsom vejforhold, afstande og adgangsforhold, hvis typiske værdier ikke ville kunne beregnes teoretisk på en veldokumenteret og troværdig måde.

Afsætningspriser på materialer er indsamlet fra aktører i branchen, hvilket er en retvisende metode med en national afgrænsning af de samfundsøkonomiske effekter. Med en international afgrænsning af projektets samfundsøkonomi, ville gevinsten ved genindvinding skulle have været beregnet som forskellen mellem de værdisatte omkostninger ved resurseindvinding holdt op imod omkostningerne til genindvinding og oparbejdning af materialefraktionerne. Dette har ikke ligget inden for projektets afgrænsning, og er en af de teoretiske spændinger som udbudsmaterialet indebærer.

De øvrige enhedspriser tager alle afsæt i tilgængelige officielle kilder og anbefalinger.

13.3 COWIs svar på specifikke kommentarer

De specifikke kommentarer er behandlet i følgende tabelform. De konkrete kommentarer fra revieweren kan ses i afsnit 13.1.

s. 19	. Afsnittet (som senere er gennemgribende omskrevet efter aftale med Miljøstyrelsen) omhandler miljøvurderingen som er internationalt afgrænset.
s. 24	Afgrænsningen af miljøeffekterne er nu præciseret i rapporten fodnote 27.
s. 25	Afgrænsningen af miljøeffekterne er nu også præciseret i rapporten fodnote 28.
s. 94	Prisbegreberne er nu rettet i rapporten.
s. 106	Bisætningen "dvs. anlægget betaler for pulpen" er udelukkende indsat for at tydeliggøre at der tale om en velfærdsøkonomisk <u>gevinst</u> (og ikke omkostning) på 100 kr/ton pulp ved biobehandling heraf. Det er korrekt at betalingsforholdene ikke er velfærdsøkonomiske relevante. Dette er nu forsøgt præciseret i rapporten.
s. 107	Rapporten præciserer nu at forskellen mellem scenarie 7 og scenarie 1 med optimeret indsamling er mindre end beregningsusikkerheden. Konklusionen opretholdes.
s. 118	Der bør stå "beregning" frem for "afregning". Dette er rettet efter review.
s. 122	Der er tilføjet yderligere forklaring om resultaterne i det pågældende afsnit. Beskrivelsen af metoden for opdelingerne af miljøeffekterne er foretaget i afsnit 7.2.4

Bilag 14

Review, livscyklusvurdering

Kritisk gennemgang af livscyklusdelen af rapporten ”Miljø- og samfundsøkonomisk vurdering af muligheder for øget genanvendelse af papir, pap, plast, metal og organisk affald fra dagrenovation” – Afsluttende review

Af Anders Schmidt og Nanja Hedal Kløverpris, FORCE Technology, Afdelingen for Anvendt Miljøvurdering, 17. september 2012.

14.1 Reference

Den kritiske gennemgang er foretaget efter retningslinjerne i

- ISO 14040 (2006): Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework
- ISO 14040 (2006): Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines

14.2 Omfang af den kritiske gennemgang

Formålet med den kritiske gennemgang er at vurdere, om

- Metoderne til at udføre livscyklusvurderingen er i overensstemmelse med ISO-standarderne på området
- Metoderne anvendt til at udføre livscyklusvurderingen er naturvidenskabeligt og teknisk gyldige
- De anvendte data er hensigtsmæssige og fornuftige i forhold til vurderingens formål
- Fortolkningen afspejler de identificerede begrænsninger og vurderingens formål
- Vurderingsrapporten er gennemskuelig og konsekvent

Gennemgangen er ekstern, foretaget af to erfarne LCA-praktikere fra FORCE Technology. I princippet skal både erklæringen fra reviewerne, udøvernes kommentarer og eventuelle svar på anbefalingerne fra de personer, der forestår reviewet medtages i LCA-rapporten.

Gennemgangen omfatter ikke en analyse af den LCA-model, der er anvendt i beregningerne. Gennemgangen omfatter heller ikke en verifikation af enkelte datasæt, men der har i review-forløbet været en gennemgående dialog omkring valg af datasæt og disses indhold/kvalitet.

14.3 Processen for den kritiske gennemgang

Den kritiske gennemgang er sket i fire trin:

- Trin 1: Gennemgang af "Formål og afgrænsning" (marts, 2012)
- Trin 2: Gennemgang i forbindelse med afslutning af dataindsamling (maj, 2012)
- Trin 3: Gennemgang af den foreløbige rapport "Miljøvurdering og samfundsøkonomisk vurdering af genanvendelsesmuligheder for dagrenovation" (August, 2012)
- Trin 4: Gennemgang af den endelige rapport

De to første trin i den kritiske gennemgang havde primært fokus på sammenhængen mellem datakilder, datakvalitet og valg af følsomhedsanalyser, med henblik på at sikre, at projektet i den sidste ende ville kunne præsentere en fortolkning og nogle konklusioner, der i videst muligt omfang opfyldte projektets overordnede formål.

Efter det tredje trin i reviewprocessen blev der afholdt et møde mellem projektets partnere, Miljøstyrelsen (som projektejer) og de to reviewere. Formålet med mødet var at få præciseret reviewernes ønsker til en forbedret og konsistent modellering af relevante processer i livscyklus, diskutere reviewernes ønsker til en beskrivelse og diskussion af datakvaliteten samt en diskussion af, hvordan projektets resultater bedst muligt kunne præsenteres i den endelige rapport.

Efter dette møde har projektgruppen foretaget en række ændringer af rapporten, således at den på alle væsentlige punkter imødekommer reviewernes forslag og kommentarer.

14.4 Overordnet vurdering

14.4.1 Anvendte metoder

De anvendte metoder vurderes at være i fuld overensstemmelse med ISO-standarderne. Det gælder både den generelle tilgang omkring afgrænsning af vurderingen og de specifikke metoder, der er anvendt til at vurdere de udvalgte kategorier af miljøbelastninger.

Den danske UMIP-metode er det gennemgående valg, suppleret med to nye belastningskategorier. UMIP er velkendt og anerkendt – også internationalt – og i forhold til den overvejende danske målgruppe for resultaterne er det et naturligt valg. I reviewprocessen har det været diskuteret, om den nye "USETox-metode" ville være mere velegnet, men det har ikke været praktisk muligt at afprøve denne metode.

14.4.2 Datakilder og datakvalitet

Vurderingen er baseret på data fra anerkendte databaser med hensyn til produktion af virgine råvarer, modificerede database-data med hensyn til oparbejdning til sekundære råvarer og specifikke data for forskellige affaldsteknologier, der forventes at blive berørt af en ændring i indsamlingsordningerne.

De trufne valg er betinget af de overordnede rammer for projektet, og det erkendes i rapporteringen, at der er en del usikkerhed omkring både de geografiske og specielt de tidsmæssige rammer for vurderingen. I princippet skal resultaterne være gældende i 2020, og det kan derfor være problematisk at anvende data, der er etableret i 2000 –

eller måske endda tidligere – således som det er tilfældet for en række centrale processer.

Projektets følsomhedsanalyser giver en supplerende vurdering af resultaternes robusthed, men de kan af praktiske grunde ikke omfatte en fremskrivning af hverken (fortrængt) primær eller (induceret) sekundær produktion af de materialer, der vil blive indsamlet og genanvendt.

Det er derfor vigtigt, at projektets resultater ses i lyset af den opnåede datakvalitet, således som den f.eks. fremgår af Tabel 26 i Kapitel 5.

14.4.3 Fortolkning

Rapporten præsenterer resultaterne på tre måder. Dels er der en samlet præsentation af alle tretten scenarier, dels er der en mere nuanceret præsentation af scenarierne opdelt i tre grupper og underopdelt med hensyn til bidrag fra de undersøgte affaldsfraktioner, og endelig er der udarbejdet en oversigt over miljøbesparelserne ved genanvendelse af et ton af de forskellige affaldsfraktioner. På denne måde gives der et nuanceret overblik, der hjælper i fortolkningen af resultaterne.

Som indledning til resultatpræsentationen fremhæves det, at de ikke-toksiske kategorier, som der internationalt er konsensus om, bør have forrang for de toksiske påvirkningskategorier, som igen bør have forrang for de "andre" kategorier, hvis udbredelse pt. er mere begrænset. Reviewerne er enige i denne tilgang, men det bemærkes at de toksiske og "andre" belastningskategorier i praksis fylder mere i fortolkningen end de ikke-toksiske kategorier, specielt i gennemgangen af scenarierne. Det kan derfor give mening også at nævne den overordnede rangordning som indledning til gennemgangen af scenarierne.

Konklusionerne præsenteres i punktform, hvor der naturligt startes med at konkludere, at der ikke er et enkelt scenarie, der er bedst på alle områder, men at nogle scenarier generelt fremstår som bedre end andre. Efterfølgende gives der en række konklusioner omkring enkeltelementer i vurderingen, således at konklusionerne også kommer til at fungere som en meget summarisk sammenfatning. Med de mange resultater i hovedrapport og bilagsrapport er det muligt for projektets målgrupper at lave supplerende sammenligninger og konklusioner, men udvalget i hovedrapporten vurderes at være dækkende for projektets formål.

14.4.4 Rapportering

Projektet er en omfattende vurdering af en bred vifte af scenarier, der på forskellig måde er realistiske i en samlet behandling af danskernes dagrenovation.

Det er derfor forventeligt, at projektrapporteringen er tilsvarende kompleks. Det understreges, at rapporten og dens bilag indeholder praktisk taget alle baggrundsoplysninger og resultater, præsenteret i både tabelform og i grafer. Det må antages, at både det samlede billede og rapportens detaljer skal anvendes i det videre arbejde omkring en forbedret behandling af dagrenovation, og det er derfor vigtigt at beslutningstagerne på denne måde har mulighed for eventuelt at sammensætte sit eget billede af de forskellige muligheder for øget genanvendelse af diverse fraktioner.

14.5 Konklusion

Reviewerne konkluderer, at undersøgelsen er gennemført i overensstemmelse med ISO 14040 og ISO 14044, med anvendelse af marginalbetragtninger hvor muligt og relevant. Undersøgelsen er meget omfattende og har et højt detaljeringsniveau, hvilket sammen med kvaliteten i vurderingen medfører at formålet med projektet er opfyldt med en høj standard.

Rapporteringen afspejler detaljeringsniveauet på passende måde, samtidigt med at der findes en stor mængde supplerende information i bilagsrapporten.

Lyngby, September 2012

Anders Schmidt
Senior projektleder, Ph.D.

Nanja Hedal Kløverpris
Projektleder, M. Sc.

Bilag 15

Følgegruppe – deltagere og mødereferater

Dette bilag indeholder en liste over deltagerne i følgegruppen samt de godkendte referater fra de tre afholdte følgegruppemøder.

Liste over følgegruppens medlemmer

Aabenraa	Kommunen	Børge V. Nielsen	Ingeniør	Natur og Miljø, Teknik & Miljø
	Bisidder	Bjarke Korsager	Udviklingsprojektleder	Arwos Affald A/S
Aarhus	Kommunen	Henning Ettrup	Specialkonsulent	Affald/Plan og Projekt, Affald Varme Aarhus, Teknik og Miljø
	Bisidder*	Dorte Ladefoged	Planlægger	Forsyningsvirksomhederne, Aalborg kommune
Billund	Kommunen	Jytte Søgaard	Ingeniør	Natur & Miljø
	Kommunen	Karl Grundahl	Afdelingsleder	Natur & Miljø
Frederiksberg	Kommunen	Ole H. L. Nielsen	Specialkonsulent	Affald & Genbrug, By- og Miljøområdet
	Kommunen	Lene Dyrskov Toftgaard	Kontorchef	Miljø & Klima og Affald & Genbrug, By- og Miljøområdet
Herlev	Kommunen	Susanne Bruun Jakobsen	Miljømedarbejder	Natur & Miljø, Teknisk forvaltning
	Bisidder	Henrik Skriver	Markedskonsulent	Marked, Vestforbrænding
Kalundborg	Kommunen	Lisbeth Andersen	Miljøtekniker	Plan Byg og Miljø
	Bisidder	Henning Jørgensen	Seniorkonsulent	RenoSam
København	Kommunen	Susanne Lindeneg	Sagsbehandler	Center for Miljø
	Bisidder	Anders Christiansen	Konsulent	Teknik og Miljø, KL
Nyborg	Kommunen	Per Jürgensen	Miljøsagsbehandler	Teknik- og Miljøafdelingen
	Bisidder	Søren Littrup Kristensen	Driftsleder	Nyborg Forsyning og Service A/S
Struer	Kommunen	Lars Borring	Biolog	Natur- og Miljø
	Bisidder	Carsten Zaar Hansen	Civilingeniør	nomi i/s
Vejle	Kommunen	Karen Lübben	Projektleder	AffaldGenbrug
	Kommunen	Ellen Andersen	Affaldsplanlægger	AffaldGenbrug
Miljøstyrelsen	Formand	Morten Carlsbæk	AC-tekniker	Jord & Affald
		Charlotte F. Münster	Funktionsleder	Jord & Affald
		Robert Heidemann	Økonom	Jord & Affald
		Linda Bagge	Dyrlæge	Jord & Affald
		Anne-Mette L. Bendsen	Civilingeniør	Jord & Affald
		Jørgen Schou	Økonom	Miljøteknologi
		J. Bjørn Jakobsen	Udviklingschef	Affald og Genanvendelse
COWI	Projektleder**	Mikkel Kromann	Økonom	Economics
		Trine Lund Neidel	Civilingeniør	Affald og Genanvendelse
		Jacob Møller	Seniorforsker	Environment
DTU		Morten Bang Jensen	Forskningsassistent	Environment
		Thomas Højlund Christensen	Professor	Environment

*) Gitte Tholstrup Kaalby, AffaldVarme Aarhus (kommune) deltog i 1. møde.

**) Kim Michael Christiansen (COWI) til og med 1. møde

Endeligt referat af 1. følgegruppemøde

Titel Genanvendelse af dagrenovation - 1. følgegruppemøde
Dato 13. marts 2012.
Sted KL

1. Velkomst

Miljøstyrelsen takkede for den positive interesse for projektet og for det gode fremmøde til det første møde i følgegruppen.

Afbud: Anders Christiansen (KL) og Ellen Andersen (Vejle kommune).

2. Baggrund og formål

Miljøstyrelsen redegjorde kort for projektets baggrund og formål, herunder miljøministerens ønske om at øge genanvendelse af affald med henblik på yderligere ressourcebesparelser jf. den på mødet omdelte præsentation.

3. Følgegruppens rolle

Miljøstyrelsen redegjorde kort for følgegruppens rolle, herunder vigtigheden af deltagerne bidrager med deres viden på området.

4. Præsentation af følgegruppens medlemmer

Bordet rundt.

5. Projektets proces og struktur

COWI gav en kort præsentation af projektet proces og struktur, jf. den på mødet omdelte præsentation. Punktet gav ikke anledning til bemærkninger.

6. Anvendt metode – LCA og samfundsøkonomisk analyse

DTU og COWI gav en præsentation af projektets metode, jf. den på mødet omdelte præsentation. Metoden gav i sig selv ikke anledning til kommentarer, jf. dog kommentarerne til scenarierne samt projektets forudsætninger nedenfor i pkt. 7-8.

7. Projektets scenarier og forudsætninger

COWI gav en præsentation af scenarier og forudsætninger, jf. den på mødet omdelte præsentation (et par fejl i præsentationen blev påpeget undervejs: *Slide 11*- i scenarie 1 skal der under forbrænding stå "ej papir og glas", glas bør så også tilføjes samme sted for scenarie 2, og i samme tabel skal forbrændingsfraktionerne under scenarie 3 og 4 byttes rundt; *Slide 17*- Papir sorteres ikke centralt i nogle af scenarierne og skal derfor ikke have en sorteringseffektivitet i tabellen).

Præsentationen af scenarier og forudsætninger gav anledning til en række kommentarer og spørgsmål fra følgegruppens medlemmer:

1. *Aabenraa kommune og Frederiksberg kommune* fremførte, at de foreslåede indsamlingseffektiviteter for plast ved henteordninger hos boligerne (dvs. tal fra Idekataloget) er for høje. *Aabenraa kommune* mente ud fra deres erfaring, at indsamlingseffektiviteten på genbrugsplads var sat for lavt.
2. *Vejle kommune* kommenterede, at det var en skævvridning at anvende ugentlig indsamling til optisk sortering og 14 dages tømning til alle andre scenarier med indsamling af organisk affald. Man kunne også vælge en større beholder (370 l) og 14 dages tømning.
3. *Københavns kommune* spurgte til, hvordan restproduktet fra RENescience (efter biogasanlægget) vil blive anvendt., dvs. om det bliver brændt eller anvendt på landbrugsjord. *Miljøstyrelsen* anførte, at restproduktet p.t. ikke kan udbringes på landbrugsjord efter reglerne i bekendtgørelsen om anvendelse af affald til jordbrugsformål, da der er tale om restaffald og ikke organisk dagrenovation (underforstået kildesorteret organisk dagrenovation).

4. *Frederiksberg kommune* mente, at der for scenariet med optisk posesortering af mange fraktioner måske kan opstå praktiske problemer mht. pap og metal i poserne. Pap kan være svært at få ned i poserne og metal kan evt. skære hul i poserne. *Miljøstyrelsen* bemærkede, at de enkelte fraktioner til udsortering i poserne beskrives uddybende i projektmaterialet (hermed at valgte og beskrevne posers volumen og styrke passer til fraktionerne).
5. Der er kommuner, som har svært ved at se sig selv i scenarierne. *Aarhus kommune* har f.eks. i stor udstrækning nedgravede containere og affaldssug, og kan derfor ikke lige overføre resultaterne fra projektet til deres etageboliger. *Vejle kommune* efterspurgte i den forbindelse mere frihed til selv at kombinere resultaterne fra scenarierne, og dermed selv sammensætte sit affaldssystem. *COWI* anførte, at man så vidt muligt vil bestræbe sig på at vise økonomieresultaterne per fraktion, men at valg for én fraktion påvirker de øvrige fraktioner. *DTU* fremførte endvidere, at ændringer af sorteringsvejledning påvirker de forskellige affaldsfraktioner indbyrdes, og for miljøresultaterne vil det ikke kunne lade sig gøre at sammensætte sit eget system på tværs af de opstillede scenarier. *Miljøstyrelsen* og *COWI* anførte i forlængelse heraf, at projektet kun giver plads til et begrænset antal scenarier. Disse scenarier skal vise en spændvidde af forskellige løsninger, og er altså ikke tænkt til at skulle dække alle tænkelige muligheder og kombinationer. Det er således ikke praktisk og økonomisk muligt at dække alle typer ordninger. Scenarierne er sat op på en sådan måde, at systemerne passer sammen mht. sorteringsvejledning, indsamlingsmateriale, forbehandling, behandling og afsætning.
6. *RenoSam* efterspurgte, hvordan man vil sikre sig at erfaringerne fra de kommuner, der ikke sidder i følgegruppen, kommer med i projektet, og hvordan man vil sikre, at udenlandske erfaringer også indgår. *Miljøstyrelsen* svarede, at det bl.a. må ske gennem brancheorganisationerne, og ved at medlemmerne af følgegruppen fungerer som ambassadører for projektet, og i den forbindelse forhåbentlig har dialog med deres samarbejdskommuner og andre.
7. *Frederiksberg kommune* spurgte til, hvad det vil betyde, og hvad der vil ske med kommunernes ret til at tilbyde virksomheder i kommunen, at de omfattes af en ordning for organisk affald fra deres dagrenovationslignende affald, når dette udløber pr. 1. januar 2016. *Miljøstyrelsen* svarede, at der ikke er taget stilling til, hvorledes de kommende regler udformes, og at håndtering af erhvervsaffald ikke indgår i projektet.
8. *Nomi i/s* nævnte, at øget genanvendelse kan forventes at ville medvirke til en lavere markedspris for affaldsforbrænding, idet eksisterende anlæg vil ønske at udnytte deres kapacitet. Dette vil gøre genanvendelse relativt dyrere, og må reelt forventes at modvirke genanvendelsen på kortere sigt. *Miljøstyrelsen* bemærkede, at en del forbrændingsanlæg er af ældre dato, at timingen for tilpasning af kapacitet er god, samt at politiske mål og krav om øget genanvendelse over tid skal understøtte de fremtidige forhold. Endelig findes der andre styringsmidler, som f.eks. afgifter og administrativ regulering til at sikre at de rette behandlingsformer bliver anvendt. Det er ikke et samfundsøkonomisk argument at gøre forbrænding dyr (mht. driftsøkonomi) for at sikre øget genanvendelse.
9. *Vejle kommune* påpegede, at genanvendelsesanlæg p.t. mest var private, at strukturelle forhold kan være en begrænsning for etablering af nye anlæg, at der er forskellige erfaringer i forskellige kommuner mht. genanvendelsesanlæg, og at det måske derfor kræver en eller anden form for pres fra Miljøstyrelsens side, hvis man skal videre mod øget genanvendelse.

Vejle kommune spurgte i den forbindelse til, hvordan genanvendelsesanlæggene fremover skal organiseres, om det skal være private eller offentlige anlæg, hvad motivationen skulle være for at bygge anlæg, og om der mon vil være politisk vilje i kommunerne til at slå sig sammen om større behandlingsanlæg COWI anførte, at det er valgt at fokusere på store og økonomisk effektive anlæg i projektet, og at det ikke er en del af projektet at belyse, hvordan dette skal kunne opnås. Miljøstyrelsen nævnte, at projektet har mange forudsætninger, herunder at økonomiske fordele ved storskaladrift indgår for så vidt, at kommunerne antages at arbejde sammen for at opnå skalafordele for alle typer af behandling. Denne antagelse tager udgangspunkt i, at kommunale og private anlæg vil være lige effektive i forhold til at drive anlæggene økonomisk effektivt. Det står derfor kommunernes politikere frit for at vælge særskilte modeller, hvor det ikke er i modstrid med de nationale regler, og hvor disse særskilte modeller evt. kan betyde højere håndteringspriser.

8. Spørgsmål til følgegruppen

Som afslutning på præsentationen, bad COWI følgegruppen om at forholde sig til følgende fire spørgsmål:

- > Hvorledes stemmer de angivne **indsamlingseffektiviteter** (slide nr. 17) for de forskellige affaldsfraktioner og boligtyper overens med følgegruppens erfaringer?
- > Hvad mener følgegruppen om **valg af beholdertyper og tømningshyppighed** (kapacitet) i de enkelte scenarier og på tværs af scenarier (slide 15-16)?
- > Hvad mener følgegruppen om, at det i projektet generelt antages, at der bygges **behandlingsanlæg (f.eks. sorteringsanlæg) af en "økonomisk rentabel" størrelse**, selvom det overstiger kapacitetsbehovet i oplandet (ud fra en grundlæggende antagelse om, at disse anlæg sandsynligvis ikke vil blive opført, hvis ikke et tilstrækkeligt stort opland går sammen om projektet)?
- > Hvad er følgegruppens erfaringer med **afsætningspriser for genanvendelige materialer** (plast, metal, glas, papir, pap og evt. organisk affald) og hvilke afsætningskanaler anvender de typisk?

Aabenraa kommune påpegede, at afsætningspriserne svinger fra dag til dag. COWI oplyste, at laveste og højeste pris indenfor de sidste 60 år kan anvendes til at give et indtryk af usikkerheden.

Hensigten er, at følgegruppens medlemmer forholder sig til de stillede spørgsmål mellem det første og det andet følgegruppemøde. De endelige spørgsmål vil blive udsendt sammen med referatet af første følgegruppemøde, og med uddybning af, hvordan besvarelse og opfølgning bedes foretaget.

9. Evt.

Ingen bemærkninger

Næste følgegruppemøde er fastsat til den 11. maj kl. 10-13 hos Miljøstyrelsen, med efterfølgende frokost.

Endeligt referat af 2. følgegruppemøde

Titel Genanvendelse af dagrenovation - 1. følgegruppemøde
Dato 11. maj 2012.
Sted Miljøstyrelsen

1. Velkomst

Miljøstyrelsen bød velkommen. Det blev meddelt, at Jens Bjørn Jakobsen afløser Kim Michael Christiansen som projektleder fra COWI. Aarhus kommune har skiftet bisidder, idet Dorte Ladefoged (Forsyningsvirksomhederne, Aalborg kommune) træder i stedet for Gitte Tholstrup Kaalby (AffaldVarme Aarhus, kommunen).

Afbud: Børge V. Nielsen (Aabenraa kommune), Bjarne Korsager (Arwos), Karl Grundahl (Billund kommune), Anders Christiansen (KL), Søren Littrup Kristensen (Nyborg Forsyning og Service), Karen Lübben (Vejle kommune), Charlotte F. Münter (MST), Linda Bagge (MST), Thomas Højlund Christensen (DTU).

2. Status for projektet

De fleste data er indsamlet og indlagt i modellerne, men der udestår stadig opdatering og kvalitetssikring af data og mindre justeringer af model.

3. Kort præsentation af LCA arbejdet

DTU gennemgik kort reviewernes kommentarer. Derudover blev der givet en forsmag på, hvordan overordnede LCA resultater vil blive præsenteret. Ressourcebesparelserne bliver kvantificeret vha. enheden personreserver og for udvalgte ressourcer (bl.a. fosfor) også i ton.

På spørgsmål fra *Københavns kommune* oplyste DTU, at emissioner fra de enkelte teknologier kan findes i de såkaldte inventories i EASEWASTE.

4. Opsamling på kritiske forudsætninger, hovedforudsætninger og følsomhedsanalyser

COWI gennemgik antagelser om hovedforudsætninger og påtænkte følsomhedsanalyser.

Aarhus kommune spurgte efter begrundelse for ugentlig indsamling af restaffald i referencescenarie. COWI svarede, at referencescenariet er valgt at afspejle det mest typiske mønster vi har i kommunerne i dag. COWI ved det gøres på andre måder men har valgt ikke at optimere på referencesituationen, i modsætning til hvad der er gjort i de øvrige scenarier.

Herlev kommune spurgte til ugentlig indsamling i andre scenarier. Af det udsendte materiale fremgår det, at scenarierne uden kildesortering af organisk dagrenovation har indsamling af restaffaldet (inkl. det organiske affald) med ugetømning. COWI har efterfølgende konkluderet, at dette er en uhensigtsmæssig (negativ) forskelsbehandling af scenarie 4 og 7, og disse to scenarier vil derfor blive beregnet med 14-dages indsamling for restaffaldet fra enfamiliehuse. Følgelig skiftes også beholderen fra 140 liter til 240 liter. COWI oplyste også, at de til nu indkomne indmeldinger fra Norge og Sverige med optisk posesortering tyder på, at det også er muligt at have 14 dages indsamling her. Den endelige beslutning herom træffes, når de sidste indmeldinger er kommet.

Herlev kommune oplyste, at de afventer afslutningen af udbudsrunde for tømning af 4-kammerbeholder den 22. maj. COWI oplyste, at hvis prisen fra dette udbud vurderes ikke at være repræsentativ for en fremtidig situation (hvor ordningen er mere almindelig og det derfor er lettere at udnytte sine biler optimalt), vil den ikke blive anvendt direkte i beregningerne. Der er allerede indhentet fuldskala og konkurrenceudsatte tømningspriser for 4-kammerbeholdere fra skånske kommuner med samme system, og disse er omregnet til danske priser.

Frederiksberg kommune nævnte, at sorteringseffektiviteter for fx plastik måske er sat for højt, fordi dagrenovation i Danmark er anderledes og med mindre mængde drikkeemballageaffald end fx i Østrig. *Frederiksberg kommune* nævnte også, at en renhed på 95 % for kildesorteret plast ikke nås for kildesorteret plast i deres kommune. COWI svarede, at der på forskellig måde er taget højde for disse forhold. Således antages forholdsvis lave udsorteringsprocenter hos husstandene for plast (jf.

det udsendte materiale inden mødet med revidering af de anvendte indsamlingseffektiviteter fra Idekataloget), rejktandelen ved videresortering på de centrale sorteringsanlæg for kildeopdelt pap/plast/metal er sat til 15 % fra det modtagne blandede plast og renheden af det færdigt-sorterede plast er sat til 95-98 %.

RenoSam spurgte, om det fraserterede rejkt fra videre materialesortering i udlandet er medregnet. *COWI* svarede, at mængdemæssigt medregnes hele mængden af kildesorterede affaldsfraktioner til videre håndtering i udlandet for afsat til genanvendelse. Et rejkt antages at afspejles i de opnåede materialepriserne for de kildesorterede fraktioner (dvs. uden forudgående finsortering på eget anlæg). Derimod vil et rejkt fra videresortering i Danmark (gælder de kildeopdelte fraktioner pap/plast/metal samt organisk dagrenovation) bliver indregnet direkte i LCA delen. *Kalundborg kommune* nævnte, at anvendelse af bionedbrydelige poser kan give lavere rejkt ved den videre håndtering af organisk dagrenovation.

København kommune og *Forsyningsvirksomhederne Aalborg kommune* spurgte, om der taget højde for krafværkernes planer om skift til fossilfri produktion. *DTU* og *COWI* svarede, at det er der taget højde for, men at der i 2020 stadig vil være kulfyrede kondenskraftværker, som må tænkes at være marginale (dvs. stå for at kompensere for øvrige ændringer, fx fra ændret elproduktion på affaldsforbrændingsanlæg) i 2020. Der bliver foretaget en følsomhedsanalyse med naturgas som marginal el.

København kommune spurgte, om *REnescience* kan regnes som genanvendelse, hvis der ikke sker en anvendelse af slutproduktet på landbrugsjord. *COWI* og *MST* svarede, at det kan det ikke, men at der arbejdes på at få defineret mindst ét af *REnescience* scenarierne på en måde, så der kan blive tale om at anvende den bioforgassede pulp på landbrugsjord (dvs. energinyttiggørelse og anden materiale-nyttiggørelse), da teknologien ellers formentlig giver mindre mening økonomisk.

5. Gruppearbejde om udvalgte emner

De godt 20 mødedeltagere blev opdelt i 3 grupper som arbejde med fire temaer: Indsamlingseffektiviteter, materialesalgspriser, organisering af samarbejder og informationsindsats. Opsamling her på: se pkt. 6.

6. Opsamling på gruppearbejde

Indsamlingseffektivitet

Fra gruppearbejdet og i efterfølgende plenum blev følgende fremhævet som væsentligt med hensyn til (evt. forskelle i de indmeldte) indsamlingseffektiviteter:

- Forskelle på realisering af indsamling af potentialerne skyldes muligvis forskelle i anvendte potentialestørrelser
- Central udmelding om potentialestørrelser for de forskellige affaldsfraktioner (og helst på kommuneniveau eller boligtype) kan være nødvendig for at få en retvisende indsamlingseffektivitet på tværs af kommuner.
- Opnåelse af høje indsamlingseffektiviteter er måske et resultat af, at der indsamles lavere/blandede kvaliteter. Dette kan efterfølgende medføre en større andel rejkt.
- *NOMI* oplyste, der ved videresortering af kildeopdelt plast/metal fra husstandene på deres nuværende anlæg blev fraserteret ca. 50 % af det indsamlede plast som rejkt og ført til forbrænding.
- *Herlev kommune* var tilfreds med kvaliteten på de kildesorterede fraktioner plast, metal, glas og papir fra deres kommune – udfordringen var at undgå at få pap blandet i det kildesorterede papir, da pap ikke indgår i kommunes 4-kammer indsamling.

- *Frederiksberg kommune* angav sorteringseffektiviteten som meget lav for plast
- *Kalundborg kommune* oplyste, at de indsamlede betydelige mængder af organisk dagrenovation fra deres sommerhusområder.
- *Århus kommune* nævnte, at deres etablerede (nye) system med nedgravede beholdere til glas, papir og dagrenovation kun gav mulighed for optisk posesortering for yderligere fraktioner fra dagrenovationen (forskellige farver poser til beholderen til dagrenovation).

I forhold til opnåelse af målsætninger for indsamlingseffektiviteter nåede man frem til følgende ideer

- Vigtigt med incitament i gebyrer. Mængde-afhængig afregning (enten volumen eller vægt) for restaffaldet kunne være afgørende for at opnå høj indsamlingseffektivitet. *Frederiksberg kommune* nævnte deres brug af et differentieret gebyr for at understøtte en højere indsamlingseffektivitet (volumenafhængigt for restaffaldet, fast beløb for de kildesorterede fraktioner og med levering af tilstrækkeligt antal containere hertil uden ekstra beregning).
- Generel information og feedback er meget vigtigt. Evt. strafgebyrer på fejlsortering - men opfølgning på fejlsortering er nemmest for enfamiliehuse. Etageboliger (og især kollegier med studerende) kan give lav indsamlingseffektivitet og eventuelt lav renhed af de udsorterede fraktioner.
- Brede sorteringsvejledninger for de forskellige affaldsfraktioner (måske især for plast) kan give høj indsamlingseffektivitet, fordi udsortering bliver nemmere for husstanden og flere kvaliteter/større mængde kan udsorteres. Dette skal opvejes mod lavere afsætningspriser og færre anvendelsesmuligheder eller evt. større rejekt ved den videre håndtering.

Der var ikke konsensus om, hvorvidt kilde- eller central sortering kunne give de bedste resultater

Salgspriser for materialer

Det var meget vanskeligt at nå en konklusion om, hvordan materialepriserne bedst kunne beskrives

- Kontakt til markedsaktører er nok bedste kilde
- Store udsving ses i markedspriser over få måneder

Organisering af samarbejder

Gruppearbejdet og plenumdebatten gav anledning til en række udsagn:

- Der var forskellige tanker om dannelse af paragraf 60 selskaber, offentlig/privat samarbejde, kompleksitet ved inhouse-reglen og inddragelse af affaldsområdet i aktieselskaber. Der blev efterlyst gode eksempler på, hvordan man bedre kan bruge de nuværende regler proaktivt.
- Eksisterende kommunale samarbejder om anlæg mv. er meget virkningsfulde i forhold til at etablere nye samarbejder om nye anlæg. Eksisterende samarbejde kan dog også vanskeliggøre samarbejder med nye partnere, og fusion af flere eksisterende fællesskaber er vanskeligt uden ydre pres (men også gode eksempler: AV Miljø for Vestforbrænding/Amagerforbrænding)

- Klare udmeldinger fra centralt hold om målsætninger (og evt. tvang fra centralt hold) er meget nyttige for muligheden at opnå stordriftsfordele, da de øger den økonomiske sikkerhed i investeringen. Kommunerne udviser økonomisk forsigtighed i forhold til garantier for anlægsøkonomi, fordi den nuværende regulering gør det besværligt at opnå storskalaeffekt via større kommunale samarbejder.
- Modtagelse på kommunale anlæg af kildesorterede genanvendeligt erhvervsaffald er meget problematisk pga. reguleringen, hvilket vanskeliggør opnåelse af stordriftsfordele.
- Etableringen af biogasanlæg til behandling af de kommende store mængder organisk dagrenovation skal sikres på en eller anden måde.

Information

Omkring informationsindsatsen for at opnå god kildesortering blev nævnt:

- *Århus kommune* nævnte, at informationsindsatsen for at vedligeholde en god udsortering undervurderes, og at der skal afsættes tilstrækkeligt med midler hertil.
- Store boligforeninger kan have særlige udfordringer med at få beboerne til at tage ansvar og kildesortere
- Lokal forankring i informationsindsatsen er vigtig:
 - *Herlev kommune*: Pilotprojekter, lokalt ansvarlighed og genkendelse hjælper på implementering i kommunalt fuldskala
 - *Frederiksberg kommune*: direkte, daglig dialog med borgerne og med relation til den lokale politik
 - *Vejle kommune*: husk feedback til borgerne – hvad er opnået for kommunen og evt. for de forskellige områder i kommunen
- Bred brug af forskellige virkemidler for at nå forskellige målgrupper
 - Nationale informationskampagner kan være gode til stordriftsfordele
 - Øget brug af sociale medier for at nå forskellige målgrupper som ellers ikke nås
- Adfærdspåvirkning er et nøgleord

7. Videre arbejde til næste følgegruppemøde

Næste møde er d. 22. juni kl. 10-13 i Miljøstyrelsen. Her foreligger første udkast til afrapportering af LCA og samfundsøkonomi. [MILJØSTYRELSEN har efterfølgende oplyst, at dette 3. og sidste følgegruppemøde er udsat til 29. august]

8. Eventuelt

Ingen bemærkninger.

Endelig referat af 3. følgegruppemøde

Titel Genanvendelse af dagrenovation -31. følgegruppemøde
Dato 29. august 2012.
Sted Miljøstyrelsen

1. Velkomst

Miljøstyrelsen bød velkommen. Det blev meddelt, at der var indkommet mindre rettelser til referatet af følgegruppemødet 11. maj fra Struer kommune og fra Herlev Kommune. Københavns kommune havde inden dagens møde indsendt mere holdningsbaserede kommentarer til hovedrapporten.

Afbud: Børge V. Nielsen (Aabenraa kommune), Jytte Søgaard (Billund kommune), Anders Christiansen (KL), Per Jürgensen (Nyborg kommune), Anne-Mette L. Bendsen (MST), Morten Bang Jensen (DTU). Trine Lund Neidel (COWI) og Thomas Højlund Christensen (DTU) deltog til og med punkt 3.

2. Status

COWI gennemgik kort status for projektet og nævnte, at alle beregninger i praksis var udført, dog var DTU ved at genregne følsomhedsanalyserne og ville efterfølgende indsætte de reviderede resultater. Reviews var i praksis også afsluttet efter det gennemførte hovedreview (trin 3), og de fleste af reviewernes kommentarer var blevet (eller ville snart blive) efterkommet. Der udestod den afsluttende dialog med reviewere (trin 4).

3. Præsentation

Den generelle konklusion var, at alle undersøgte alternativscenarier (dvs. scenarie 2-7) kan være fordelagtige ud fra de undersøgte parametre, afhængigt af lokale forhold og grad af systemoptimering. Ikke undersøgte aspekter kan naturligvis øve indflydelse på endeligt valg (f.eks. service, systemfleksibilitet, teknisk fleksibilitet, synergi med andre sektorer, fleksibilitet i energianvendelse, udnyttelse af eksisterende anlæg).

Genanvendelsesprocenter

COWI fremlagde de opnåede genanvendelsesprocenter i de forskellige scenarier. De fremlagte tal dækkede både "indsamlet til genanvendelse" og "faktisk genanvendt". Der er anvendt "faktisk genanvendt" mængde i LCA og de økonomiske beregninger i projektet.

Københavns kommune spurgte til systemafgrænsning i forhold til kildesorterede og kildeopdelte tørre materialer. COWI svarede, at der både i miljøvurderinger og i økonomiberegninger er korrigeret for tab ved senere finsortering af de genanvendelige materialer. I scenarierne 5, 6 og 7 med central sortering af kildeopdelte materialer foregår denne finsortering på sorteringsanlæggene, som er inkluderet i scenarierne. I scenarierne 3 og 4 med kun kildesortering foregår finsortering hos modtagerne af de kildesorterede materialer, og en frasortering i dette led indgår i miljøvurderingerne. Selve genanvendelsesanlæggene til de tørre materialer antages at ligge i udlandet (undtagen anlæg til genanvendelse af glas og af kommunejern) og materialerne afsættes til en vurderet markedspris (baseret på interviews). En eventuel profit hos genindvindingsanlæggene indgår ikke i vurderingen, men afsætningsprisen for kildesorterede materialer (finsorteret på anlæg udenfor scenariegrænserne) og for kildeopdelte, finsorterede materialer afspejler, at finsorterede materialer er mere værd.

Milljøvurdering

DTU fremlagde resultaterne af miljøvurderingen og nævnte herunder også, at genanvendelse af jern og aluminium i affaldsforbrændingsslaggerne er medtaget i LCA.

Århus kommune nævnte, at den totale genanvendte mængde fosfor fra kildesorteret organisk dagrenovation synes begrænset sammenlignet med mængden af fosfor i husdyrgødning i Danmark. *Billund kommune* spurgte ind til vurderingen af, at udvaskning fra digestat og kompost er højere end fra handelsgødning. *DTU* kommenterede, at en konsekvens LCA kræver sammenligning med det, som forventes erstattet. *MST* supplerede, at anvendelse af organiske gødninger, også husdyrgødning, normalt vil resultere i større kvælstofudvaskning end gødskning udelukkende med handelsgødning.

Vejle kommune spurgte, om man kan rangordne miljøeffekterne mellem de forskellige påvirkningskategorier. *DTU* svarede, at rangordningen mellem de forskellige påvirkningskategorier og deres betydning (vægtning) er en politisk prioritering, og ikke må foretages i en LCA udført efter ISO 14040 standarderne. Det er derfor ikke foretaget i dette projekt.

I forbindelse med rangordning af scenarierne indenfor de enkelte miljøpåvirkningskategorier overvejer *DTU*, om scenarierne evt. kan inddeles i grupper med cirka samme miljøpåvirkning i stedet for indbyrdes rangordning af hvert enkelt af de 13 scenarier. Den nuværende rangordning med 13 trin kunne opfattes som indikation for en ikke reel forskel mellem visse scenarier.

DTU er i gang med at genberegne miljøfølsomhedsanalyserne, hvilket kan medføre ændringer mht. scenariernes rangorden i nogle af følsomhedsanalyserne i forhold til materialet udsendt til følgegruppen den 22. august.

Budget- og velfærdsøkonomi

COWI fremlagde resultaterne af den velfærdsøkonomiske analyse (fremlægning af den budgetøkonomiske analyse udgik pga. fremskredet mødetidspunkt).

Vejle kommune kommenterede, at det er forvirrende, at der er forskellige oplandsstørrelser til de forskellige anlæg, og at transportafstandene anvendt i rapporten ikke afspejler dem, der vil være gældende i Jylland – især ikke ved storskalaanlæggene antaget anvendt i scenarierne 6 og 7. *COWI* svarede, at der er forudsat samarbejde for at opnå stordriftsfordele (og fornuftig økonomi i anlæggene) og at kommunerne selv har mulighed for at estimere effekten af længere transportafstande. Resultaterne i dette projekt er baserede på "gennemsnitlige forhold", men der vil være forskelle i forhold til lokale forhold. De angivne fjerntransportafstande er en ekstra transport ud over transport til evt. lokale anlæg.

DTU spurgte, om man bør omformulere konklusionerne omkring besparelser pga. optisk posesortering, fordi det skyldes besparelser i indsamlingssystemet og ikke posesorteringen. *COWI* svarede, at dette ikke er helt korrekt, idet posesorteringen muliggør, at man kan spare 13 tømninger af genanvendelige materialer, fordi disse indsamles sammen med restaffaldet. *Arwos* bemærkede, at posesortering kan opleves meget forskelligt mht. serviceniveau. *Vejle kommune* anførte, at optisk posesortering kan have sin berettigelse f.eks. ved etageboliger med skakte, hvor det kan være med til at øge sorteringseffektiviteten for disse husstande. *COWI* var enig i betragtningen og tilføjede, at den generelle konklusion udelukkende vedrører etageboliger med 400L og 660L beholdere og gode adgangsforhold. Etageboliger med affaldsskakte (og evt. mere besværlige adgangsforhold til affaldscontainere) kan under visse omstændigheder sammenlignes med enfamilieboliger, og dermed er de generelle konklusioner i rapporten ikke længere nødvendigvis gældende. Under andre omstændigheder kan de anvendte antagelser for etageboliger være en god tilnærmelse. Dette må komme an på en konkret vurdering af de pågældende boligtyper, og vil formentlig især afhænge af udnyttelsesgraden for beholderne.

Frederiksberg kommune spurgte, om det er medregnet, at man ikke nødvendigvis kan medregne økonomisk optimering ved tømning, fordi der skal være en buffer i kapacitet især for restaffald. *COWI* svarede, at der indgår bufferkapacitet for alle typer beholdere til de forskellige affaldsfraktioner og restaffaldet i optimeringen af tømningerne af de relevante beholdere, - men at optimeringen er vigtigst mht. overgang fra basisscenariet og til de øvrige scenarier med 26 tømninger per uge af restaffaldet.

Vejle kommune spurgte, om de økonomiske resultater er uden statsafgifter. COWI svarede, at der regnes uden afgifter, men derefter ganges op med en "nettoafgiftsfaktor" (generel gennemsnitlig afgift) for at nå frem til det velfærdsøkonomiske resultat. Hvis man som kommune skal vurdere økonomi i ordningerne, skal man kigge i afsnittet om budgetøkonomi.

COWI præciserede hvordan man kan udlede ekstraomkostningen ved biobehandling ud fra de samlede økonomiske resultater. Dette gøres ved at se på forskellen mellem den samlede scenarieomkostning for scenarie 3A og 3F (begge er med biobehandling) holdt op imod scenarie 4 (præcis samme system men uden biobehandling), eller samme metode for scenarie 6A/6F holdt op imod scenarie 7.

Vejle kommune spurgte til afsætning af fraserteret brændbart fra tør rest sortering (scenarie 5A og 5F) og fraserteret brændbart fra behandling med RENescience (et særskilt notat udarbejdet af COWI og DTU om RENescience teknologien var udsendt til følgegruppen sammen med udkastet til Hovedrapporten). COWI svarede, at det i begge tilfælde er forudsat afsat til dedikerede forbrændingsanlæg.

RENescience notatet (ikke del af Hovedrapporten)

COWI fremlagde økonomivurderingen for behandling af dagrenovation med et RENescience anlæg (fremlægning af miljødelen udgik pga. fremskredet mødetidspunkt). Det blev specificeret, at omkostningerne til håndtering af dagrenovationen og biopulpen inkluderer transport og omlastninger.

Vejle kommune spurgte, om biogasfællesanlæg må modtage biopulp fra RENescience behandling af dagrenovation. MST svarede, at biogasfællesanlæg ikke må modtage biopulpen, hvis den ikke er miljøgodkendt efter § 19 i Miljøbeskyttelsesloven. Slambekendtgørelsens regler og analysekrav mv. for organisk dagrenovation vedrører kildesorteret, organisk dagrenovation.

Bemærkninger til resultater og oplæg ved MST

MST fremlagde hvordan projektets resultater indgår i det strategiske arbejde bl.a. med den kommende Ressourcestrategi for affaldshåndtering 2013-18/24, som forventes sendt i høring her i efteråret 2012. Ressourcestrategien har som prioritet at reducere tab af ressourcer og undgå downcycling ved genanvendelse/nyttiggørelse. Både materialerne og energien i affaldet skal udnyttes, hvor det er muligt. Der blev også henvist til Danmarks høje målsætninger for vedvarende energi og for reduktion i drivhusgasemission, og at affaldshåndteringen skal medvirke til at nå disse mål.

Ifølge projektet kan der opnås meget højere genanvendelse (materialenyttiggørelse) og flere CO₂-besparelser uden at det bliver samfundsøkonomisk dyrere. MST nævnte, at flere af de ikke vurderede/værdifastsatte effekter i projektet må forventes at få større betydning (f.eks. biogas' synergieffekter med energi- og landbrugssektor samt håndtering af den tørre rest-dagrenovation), især fordi scenarierne med øget genanvendelse ikke er samfundsøkonomisk dyrere end basisscenariet og således bestemt realiserbare.

Afsluttende blev det fremhævet, at miljøministeren har fokus på råvarernes prisudvikling og -stabilitet samt på nødvendigheden af at arbejde hen imod en cirkulær økonomi. Ministeren lægger således stor vægt på McKinsey Global Institute's rapport "Ressource revolution, meeting the world's energy, materials, food and water needs" fra 2011 og på Ellen MacArthur Foundation's rapport "Towards the circular economy, economic and business rationale for an accelerated transition" fra 2012.

4. Inddeling i tre grupper

Følgegruppen blev inddelt i 3 grupper.

Gruppearbejde

Mødedeltagerne blev opdelt i 3 grupper, som alle arbejdede med følgende emner: Behov for uddybende resultat-præsentationer i rapporten? Hvordan kan stordriftsfordele og synergieffekter fremmes? Kommunens ideer/planer for øget genanvendelse/materialenyttiggørelse, Kommunens behov og ønsker for supplerende/nye vurderinger.

5. Fremlæggelse af gruppearbejdet til diskussion

En fra hver gruppe fremlagde gruppens bemærkninger for hele følgegruppen, hvorefter øvrige følgegruppemedlemmer supplerede. Input fra de 3 grupper refereres her fælles og samlet under hvert emne.

Behov for uddybende resultat-præsentationer i rapporten

Generelt var der fra følgegruppen et ønske om en mere overskuelig præsentation af projektets forudsætninger og resultater. Hvad kan man bruge resultaterne til, hvad er og hvad er ikke medtaget, og er rapportens forudsætninger realistiske?

Flere forhold bør beskrives tydeligere, bl.a. de vigtigste miljøfordele ved øget genanvendelse, forskellene mellem 'faktisk genanvendt' og 'indsamlet til genanvendelse', om hygiejnisering af affaldet efter bioforgasning indgår, at højere salgspris for finsorterede materialer kan dække omkostningerne til central sortering af kildeopdelte materialer, hvor kørselsomkostninger indgår og ikke indgår, hvordan resultaterne sættes i forhold til boligtype, og endelig de mulige synergieffekter generelt på flere områder, inklusiv at biogas kan anvendes som transportbrændstof.

Rapporten bør også vise, hvad det politiske system (miljøministeren og hermed også MST) lægger vægt på og hvilke argumenter, der kan fremhæves. Følgegruppen mente, at rapporten er anvendelig til udstikning af retning for kommunal politik, men at der er risiko for, at enkeltpunkter kan tages ud af sammenhæng, og derfor skal det tydeliggøres, hvad rapporten ikke kan bruges til. Der var forslag om en "husmandsudgave" af rapporten på 10-15 sider, evt. målrettet kommunalbestyrelserne.

Hvordan kan stordriftsfordele og synergieffekter fremmes

Det blev nævnt, at markedsgørelse af affaldshåndteringen ikke er uproblematisk i forhold til at fremme stordriftsfordele og den sikkerhed for affaldsmængderne, som dette kræver. Det kunne risikeres, at ingen kommuner vil investere i behandlingsanlæg. Samarbejde mellem eller sammenlægning af de kommunale affaldsselskaber kan være vanskelig, og der er mangel på incitamenter til at etablere store kommunalt ejede anlæg pga. udbudsreglerne, herunder 10 % reglen og grænser for kontraktlængder.

Følgegruppen udtrykte, at der var behov for klare politiske krav og mål for genanvendelsen af affaldsfraktionerne i dagrenovation som en hjælp til at realisere stordriftsfordelene, inkl. krav om at skulle etablere henteordninger hos kommunerne, hvis ikke målene nås.

Kommunens ideer/planer for øget genanvendelse/materialenyttiggørelse

Generelt blev der efterspurgt nationale målsætninger, nationale kampagner og informationsmateriale fra centralt hold om sortering og genanvendelse, som kan underbygge kommunernes indsat. Flere kommuner fortalte om deres planer og overvejelser for at øge genanvendelsen af de forskellige affaldsfraktioner i dagrenovationen og af affald fra storskraldsordninger og genbrugspladser.

Københavns kommune har en ny Ressource- og affaldsplan 2018 i høring. Planen lægger vægt på affaldsforebyggelse, øget genanvendelse, borgerinddragelse, og der indgår overvejelser om de fremtidige muligheder for at udnytte den organiske dagrenovation. Der skal årligt udsorteres mindst 15.000 tons plastaffald til genanvendelse i stedet for forbrænding som del i at opfylde kommunens klima-målsætning.

Frederiksberg kommune har bl.a. fokus på øget genbrug ved at etablere 'byttecentre'. Kommunen arbejder pt. med mulighederne for at opstille en målsætning om 20 % reduktion i mængden af forbrændt husholdningsaffald pr. indbygger i 2030 (sammenlignet med 2011).

Billund kommune overvejer at ændre indsamling af kildesorteret organisk dagrenovation i papirposer i særskilt beholder til en 2-delt beholder med organisk og restfraktioner, samt at introducere en 2-delt beholder til kildeopdeling af 6 forskellige affaldsfraktioner med efterfølgende centralsortering.

Vejle kommune overvejer at gå bort fra den optiske posesortering af organisk dagrenovation og restaffald og i stedet anvende en 2-delt beholder. Kommunen overvejer også at introducere en ekstra 2-delt beholder til kildeopdeling af 6 forskellige affaldsfraktioner, som erstatning for væsentlige dele af den nuværende henteordning for storskrald.

Arwos oplyste, at de har etableret et sorteringsanlæg til pap, papir og folie på deres egen genbrugsplads, hvilket har givet en bedre udnyttelse af mandskabet på genbrugspladsen samt givet besparelser i forhold til fordyrende mellemlid og transportomkostninger til et centralt sorteringsanlæg i Vojens.

Aarhus kommune planlægger at indføre særskilte beholdere hos enfamilieboliger til kildesortering af papir og at etablere en ny genbrugsstation i midtbyen.

Aalborg kommune overvejer, om der eventuelt skal indføres kildesortering eller kildeopdeling ude hos husstandene af de genanvendelige affaldsfraktioner i dagrenovationen.

I *Kalundborg kommune* er der diskussion af, om kildesorteringen af organisk dagrenovation bør fortsætte, herunder om kan opnås en positiv synergieffekt ved en eller anden form for fælles behandling af organisk dagrenovation og organisk affald fra erhvervsvirksomhederne tilknyttet Kalundborg Symbiosis.

NOMI har gennemført fuldskalaforsøg med dagrenovation på RENescience pilotskalaanlægget hos Amagerforbrænding med særlig fokus på at optimere den efterfølgende sortering af 2D-faststof-fraktionen, som primært indeholde plastfolier mv. Der er overvejelser i gang om, hvordan tekstilaffaldet i dagrenovationen bør håndteres/sorteres i forbindelse med RENescience. *NOMI* afventer evt. beslutning om evt. brug af RENescience teknologien indtil det er afgjort, om biopulp fra et RENescience anlæg må anvendes til jordbrugsformål, fordi det er afgørende for økonomien.

RenoSam overvejer, hvordan husholdningernes tekstilaffald kan håndteres bedre, herunder hvordan genbrug eller genanvendelse af denne affaldsfraktion kan fremmes. Organisationen ser også på, hvordan IKEA og andre butikskæders initiativer til øget genanvendelse evt. kunne være til inspiration for affaldsselskaberne.

Kommunens behov og ønsker for supplerende/nye vurderinger

Der var et ønske om en udredning til beskrivelse af, hvorfor og hvordan de fælleskommunale I/S affaldsselskaber blev etableret 1960'erne. Udredningen skulle hjælpe med til at beskrive understøttende forhold for mere fælleskommunalt samarbejde og beskrive de nuværende barrierer for realisering af de stordriftsfordele, som er en forudsætning for flere af scenarierne i rapporten.

Flere følgegruppemedlemmer fremhævede behovet for at undersøge, hvordan borgernes kildesortering (eller kildeopdeling) af affaldet inde i boligen og ude i baggårde kunne fremmes. Hvilke serviceforhold og forventninger er der ved forskellige sorterings- og indsamlingsmetoder (herunder bl.a. skraldesug og nedgravede containere)? Det vil være fordelagtigt med større kendskab til borgernes reelle muligheder, evner, behov og motivation til at sortere bedre. Overvejelser om metodevalg er vigtige, og f.eks. antropologer kan være med til at udføre undersøgelserne. En nyere undersøgelse for RenoSyd om disse emner blev fremhævet, *Vejle kommune* er ved at starte en undersøgelse om borgernes adfærd omkring affaldssortering, og *Københavns kommune* overvejer en lignende undersøgelse i forbindelse med et større projekt om øget genanvendelse af plastaffald.

6. Projektets afslutning

COWI oplyste, at rapportudkastet efter afsluttende, mindre rettelser ville blive sendt til reviewerne for afgivelse af de officielle review-rapporter, der vil indgå som i et af rapportbilagene.

MST nævnte, at udkast til referat af dette afsluttende, 3. følgegruppemøde ville blive mailet til følgegruppens godkendelse med en forholdsvis kort svarfrist. Navnene på følgegruppemedlemmerne vil indgå som del af rapportbilaget med de godkendte referater af følgegruppemøderne. Det endelige rapportudkast mailes samtidigt til følgegruppen, som har mulighed for at afgive kortfattede slutbemærkninger til den samlede rapport hvis ønsket. Eventuelle modtagne slutbemærkninger vil blive indsat direkte som selvstændigt afsnit bagerst efter referatet af 3. følgegruppemøde.

Endelig nævnte MST, at der i forbindelsen med udsendelse af det endelige rapportudkast til følgegruppemedlemmerne vil blive lagt en pressestrategi for offentliggørelse af rapporten og dens resultater med forventet offentliggørelse omkring 1. november. Herefter kan følgegruppemedlemmerne anvende rapportens resultater i offentlige fora.

7. Eventuelt

Ingen bemærkninger

MST: Der indkom ingen slutbemærkninger fra følgegruppen til det endelige rapportudkast (udsendt 4. oktober til kommentering senest 12. oktober 2012) med henblik på indsættelse bagerst i referatet af 3. følgegruppemøde.

Resume

Der er udført livscyklusvurderinger samt budget- og velfærdførdøkonomiske analyser af et basisscenarie og 12 alternativ-scenarier med øget grad af kildesortering af forskellige affaldsfraktioner i dagrenovation. Scenarierne inddrager synergieffekter ved samtidig håndtering af flere fraktioner, og stordriftsfordele antages opnået gennem fælles løsninger for større oplande og uden bindinger i forhold til eksisterende anlæg. Genanvendelsen kan øges væsentligt uden højere økonomiske omkostninger under de givne forudsætninger, og der opnås besparelser i drivhusgasemissionen.



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
DK - 1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

www.mst.dk